ENVIRONMENT
NEW BRUNSWICK

ENVIRONNEMENT
NOUVEAU-BRUNSWICK

CASIER POSTAL / P.O. BOX 6000, FREDERICTON, N.B., CANADA E3B 5H1

SURVEILLANCE ECOLOGIQUE DES PULVERISATIONS AERIENNES D'INSECTICIDES POUR LA PROTECTION DES FORETS AU NOUVEAU-BRUNSWICK 1980-1981

SURVEILLANCE ÉCOLOGIQUE DES PULVÉRISATIONS AÉRIENNES D'INSECTICIDES POUR LA PROTECTION DES FORÊTS AU NOUVEAU-BRUNSWICK, 1980-1981

Préparé par le: Comité de surveillance écologique de la lutte contre les insectes ravageurs des forêts (EMOFICO) ou (COSELCIRF)

Rédacteur en chef: D.R. Townsend
Washburn & Gillis Associates Ltd.

Comité de rédaction: D. Besner
D.C. Eidt
C. MacLaggan
P.A. Pearce

Publié par: Environnement Nouveau-Brunswick
novembre 1982

RÉSUMÉ

La pulvérisation aérienne des insecticides est utilisée pour enrayer la prolifération de la tordeuse des bourgeons de l'épinette au Nouveau-Brunswick, au Québec, à Terre-Neuve, dans le Maine et, dans une moindre mesure, en Ontario et en Nouvelle-Écosse. Au Nouveau-Brunswick, on a principalement utilisé, en 1980 et 1981, du fénitrothion pour le programme de lutte contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette. Le Matacil^{MD} (aminocarbe) a aussi été employé en 1980, mais seulement sur une faible partie de la superficie traitée. D'autres insecticides ont été utilisés lors des programmes expérimentaux de lutte contre la tordeuse au Nouveau-Brunswick, et lors d'autres programmes opérationnels et expérimentaux exécutés ailleurs. Dans le cadre des programmes expérimentaux menés au Nouveau-Brunswick, on a tenté de déterminer l'efficacité ou l'incidence écologique d'un insecticide biologique utilisant la bactérie Bacillus thuringiensis, et divers autres insecticides chimiques dont le Reldan^{MD} (chlorpyrifos-méthyl), le Sevin-2-Oil^{MD} (carbaryl) et la perméthrine.

Ce rapport traite de divers aspects de la surveillance écologique au Nouveau-Brunswick en 1980-1981: faune terrestre, pollinisateurs, arthropodes arboricoles, faune d'eau douce, ainsi que de l'analyse, la distribution, la persistance et la toxicologie des insecticides. On y résume aussi les règlements fédéraux et provinciaux régissant l'utilisation des insecticides.

Les études sur les incidences du fénitrothion sur les organismes non visés révèlent des effets sur les oiseaux chanteurs (activité de la cholinestérase et croissance des oisillons), les insectes prédateurs arboricoles (densité de population) et les araignées arboricoles (diversité des espèces). Aucun effet n'a été noté sur la densité des populations vivaces, tant pour les insectes prédateurs arboricoles que pour les araignées, à la suite de pulvérisations soit de fénitrothion, soit d'aminocarbe. Le nombre d'arthropodes arboricoles a diminué suite à la pulvérisation expérimentale de diverses solutions d'aminocarbe. Le degré de réduction semblait dépendre de la préparation employée. Les études sur l'incidence de l'aminocarbe n'ont révélé aucun effet nuisible sur les oiseaux nichant dans la forêt, les poissons des cours d'eau et les colonies microbiennes des étangs du Nouveau-Brunswick. Toutefois, le taux d'assimilation du carbone par les algues des étangs a diminué durant une brève période.

Le rapport décrit aussi la distribution et la persistance des insecticides, et de certains de leurs produits de décomposition dans divers écosystèmes: atmosphère, forêts, cours d'eau et étangs. Selon les études sur le sujet, le fénitrothion se mélange rapidement dans les cours d'eau et est bien distribué à tous les niveaux de la colonne d'eau. La vitesse de distribution de l'aminocarbe dans les étangs dépend de certains paramètres physiques comme le vent.

Après pulvérisation, la concentration de fénitrothion, d'aminocarbe et de quelques-uns de leurs produits de dégradation diminue en général rapidement. Ces produits persistent en faibles concentrations pendant un temps variable (mais généralement court), dans différents organismes et parties de l'environnement. Cependant, on signale des cas où le fénitrothion a persisté en concentrations plus élevées et pendant plus longtemps.

Selon les observations, la toxicité des composants du Matacil^{MD} et du fénitrothion diffère pour les organismes aquatiques. Les niveaux de toxicité des solutions d'insecticide, niveaux qui sont généralement estimés uniquement d'après la quantité d'ingrédients actifs, peuvent donc être sous-estimés et la marge de sécurité de certains organismes peut ainsi être inférieure à ce qu'on croyait auparavant. Les auteurs décrivent un modèle qui permet de mieux comparer la toxicité de divers insecticides selon leur composition intrinsèque.

Le rapport aborde les thèmes suivants: la dérive et la distribution des insecticides, les facteurs affectant cette dérive et les modèles utilisés pour prévoir leur comportement à la dérive. On fait une mention toute particulière des travaux du groupe de travail sur la dérive des insecticides (Nouveau-Brunswick). Le recours aux zones tampons a permis de réduire les dépôts dus à la dérive dans les régions non visées par les programmes de pulvérisation.

Les recommandations du Comité de surveillance écologique de la lutte contre les insectes ravageurs des forêts sont exposées. Celles-ci portent sur les besoins en matière de recherche et de surveillance, l'échange d'informations entre les gouvernements, l'industrie et le public, les stratégies de lutte contre la tordeuse ainsi que la coordination des programmes de lutte et de surveillance.

TABLE DES MATIÈRES

Page

Avant-propos i

Résumé des programmes de surveillance écologique - 1980 et 1981: D.R. Townsend 1

Recommandations 33

Le rôle et la structure du Comité EMOFICO 36

Introduction à l'écologie des insecticides: I.W. Varty 42

PROGRAMMES DE PULVÉRISATIONS AÉRIENNES 52

Aperçu des résultats du programme de pulvérisation contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette au Nouveau-Brunswick en 1980: E.G. Ketella 52

Aperçu du programme de protection forestière et des relevés de la tordeuse des bourgeons de l'épinette au Nouveau-Brunswick en 1981: E.G. Ketella 63

FAUNE 79

Le point de vue du gestionnaire: J.C. Baird 79

Études sur les oiseaux chanteurs migrateurs: P.A. Pearce 81

Réponse de la cholinestérase cervicale chez les oiseaux chanteurs exposés aux pulvérisations expérimentales de fénitrothion au Nouveau-Brunswick: D.G. Busby, P.A. Pearce et N.R. Garrity 84

Page

Réponse de la cholinestérase cervicale chez les oiseaux chanteurs exposés aux pulvérisations expérimentales de Matacil[MD] au Nouveau-Brunswick: D.G. Busby, P.A. Pearce et N.R. Garrity 86

Études de toxicité ingestive: 1. Effets des doses orales de fénitrothion sur la croissance des pinsonnaux à gorge blanche: D.G. Busby 89

Études de toxicité ingestive: 2. Présence de fénitrothion dans la nourriture des pinsons à gorge blanche à la suite d'opérations de pulvérisation: P.A. Pearce et D.G. Busby 90

Études de toxicité ingestive: 3. Habitudes alimentaires des pinsonnaux à gorge blanche: D.G. Busby 91

Sommaire des études de toxicité ingestive chez les pinsons à gorge blanche du Nouveau-Brunswick: P.A. Pearce 92

POLLINISATEURS 93

Aperçu des pulvérisations forestières et de leurs effets sur les pollinisateurs: G.W. Wood 93

Détermination des effets secondaires du programme 1980 de lutte contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette sur la production des bleuetières du Nouveau-Brunswick: G.W. Wood 98

ARTHROPODES FORESTIERS 100

Incidences écologiques des pulvérisations aériennes sur les arthropodes prédateurs des peuplements de sapins: I.W. Varty 100

Page

Effets négatifs immédiats de diverses préparations de Matacil[MD] sur les arthropodes terrestres à Bathurst (Nouveau-Brunswick), 1981: R.L. Millikin 105

FAUNE D'EAU DOUCE 106

Incidences sur les organismes d'eau douce - point de vue du gestionnaire: D.C. Eidt et M. Redmond 106

Compartimentage du fénitrothion et dérive chez les insectes dans les cours d'eau: D.C. Eidt et V.N. Mallet 110

Mouvement d'une préparation d'aminocarbe à travers la microcouche superficielle des systèmes lentiques et effets des pulvérisations expérimentales d'aminocarbe sur la micro-faune et flore aquatiques: J.K. Elner et D.J. Wildish 112

TOXICOLOGIE 114

Toxicologie: Quelques éléments de base: I.W. Varty 114

Études en laboratoire de la toxicité des préparations de Matacil[MD], de fénitrothion et de leurs composants en 1980: W.R. Ernst, G.R. Julien, K.G. Doe, W.R. Parker et W.G. Pelly 118

Toxicité aiguë et potentiel de bioaccumulation des préparations de Matacil 1.8F[MD] et de leurs composants pour la faune aquatique: K.G. Doe, W.R. Ernst, W.R. Parker et W.H. Horne 120

Létalité et accumulation des alkylphénols dans la faune aquatique: D.W. McLeese, V. Zitko, D.B. Sergeant, L. Burridge et C.D. Metcalfe 122

Effets du Matacil[MD] sur les cellules de culture: M. F. Li, R. Zwicker et V. Marryatt 123

Page

Toxicité subaiguë du fénitrothion technique chez les rats mâles: B. Trottier, A.R. Fraser, G. Planet, D.J. Ecobichon et G. Rona 123

Évaluation des dangers de l'utilisation des pesticides forestiers pour le milieu aquatique: V. Zitko et D.W. McLeese 124

ANALYSE DES INSECTICIDES 126

État des connaissances actuelles sur l'analyse des résidus du fénitrothion et de l'aminocarbe: G.L. Brun 126

Étude de la dégradation et de la cinétique de l'aminocarbe dans l'eau - une méthode d'analyse des résidus du composé parent et de quelques-uns des produits de dégradation: D. Lévesque et V.N. Mallet 135

PERSISTANCE ET DISTRIBUTION DES INSECTICIDES 137

Progrès de la documentation sur la dérive des insecticides dans les programmes de protection forestière au Nouveau-Brunswick: I.W. Varty 137

Études sur les pesticides: Détermination des retombées hors-cible durant les programmes 1980 et 1981 de lutte contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette: H.S. Bailey et P.E. Belliveau 147

Efficacité des zones tampons - étude effectuée dans le cadre du programme 1980 de lutte contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette: W.R. Ernst, G.R. Julien, K.G. Doe, W.R. Parker et W.G. Pelly 149

Rémanence du nuage de fénitrothion: G.W. Wood 150

Page

Distribution, persistance et sort des préparations de Matacil[MD] dans l'écosystème d'un cours d'eau: K.M.S. Sundaram 152

Distribution, persistance et sort des préparations de Matacil[MD] dans un écosystème forestier: K.M.S. Sundaram 153

Étude des résidus chimiques dans le cadre du programme de pulvérisations contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette en 1980 au Nouveau-Brunswick - un projet pilote: V.N. Mallet 155

Étude des résidus de fénitrothion dans le cadre du programme de pulvérisations contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette en 1981 au Nouveau-Brunswick: V.N. Mallet 156

Présence possible de nitrocrésol dérivé du fénitrothion chez la bécasse du Nouveau-Brunswick: P.A. Pearce 157

Fixation du fénitrothion par les plantes et les invertébrés de deux ruisseaux du Nouveau-Brunswick traités expérimentalement aux insecticides: A.J. Sosiak 158

Fréquence des pulvérisations au-dessus des forêts du Nouveau-Brunswick: D.C. Eidt 162

ÉTUDES DES INSECTICIDES SUSCEPTIBLES D'UTILISATION 163

Incidence écologique du Sevin-2-Oil[MD] (carbaryl) et du Reldan[MD] (chlorpyrifos-méthyl) au Nouveau-Brunswick en 1980: P. Kingsbury, S. Holmes, R. Millikin et S. Szeto 163

Présence de résidus de chlorpyrifos-méthyl dans le feuillage du sapin baumier, la litière forestière, le sol, l'eau vive, les sédiments et les tissus des poissons après une double pulvérisation aérienne de Reldan[MD]: K.M.S. Sundaram 165

Page

Évaluation des incidences écologiques des pulvérisations expérimentales de perméthrine effectuées au Nouveau-Brunswick en 1980: P. Kingsbury et D. Kreutzweiser 166

Présence de perméthrine résiduelle dans les éléments forestiers et aquatiques: D. Kreutzweiser et G. Wood 168

Effets de la perméthrine sur les invertébrés aquatiques: D.C. Eidt 169

Incidences des pulvérisations forestières de perméthrine sur le saumoneau atlantique et l'écrevisse: A.J. Sosiak 172

Effets de la perméthrine sur les organismes alimentaires des poissons et sur leur utilisation par les poissons indigènes: D. Kreutzweiser 174

Perturbation immédiate des arthropodes terrestres due à la perméthrine: D. Kreutzweiser 176

Létalité de la perméthrine, de la cyperméthrine et du fenvalérate pour le saumon, le homard et la crevette: D.W. McLeese, C.D. Metcalfe et V. Zitko 177

Aspects réglementaires de la surveillance écologique: K. W. Browne .. 178

Nom et adresse des collaborateurs au présent rapport 183

Liste des organismes dont font partie les divers membres d'EMOFICO 187

Définition et description des divers insecticides et table de conversion 188

Remerciements 191

AVANT-PROPOS

Le comité SEPAI (surveillance écologique des pulvérisations aériennes d'insecticides) est une association volontaire qui comprend des chercheurs universitaires, scientifiques gouvernementaux et consultants qui s'intéressent tous à étudier l'impact environnemental des programmes d'arrosage d'insecticides sur les forêts du Nouveau-Brunswick. Ce tome constitue le premier recueil des rapports du comité depuis que la responsabilité pour la SEPAI est passée de l'Université du Nouveau-Brunswick au ministère de l'Environnement. Ce tome-ci traite de la période 1980-81.

Le but primaire du comité est d'évaluer la distribution dans l'environnement des produits chimiques arrosés, et leurs impacts sur la faune et la flore du Nouveau-Brunswick. Il importe de souligner que le mandat de l'étude ne comprend ni la question de la santé humaine ni l'impact qu'ont les insecticides sur l'organisme visé.

Les réunions de la SEPAI servent de forum aux scientifiques où ils discutent des problèmes et des avances techniques dans le domaine de l'observation et l'évaluation des impacts de l'arrosage des insecticides. Les recherches compilées dans ce document reflètent les intérêts disciplinaires des membres individuels et de leurs agences. Le président ne dirige pas les programmes de recherche des membres du comité.

Il est à noter que le présent rapport est un recueil de sommaires préparé dans le but de familiariser le grand public avec une étendue variée de recherches sur l'environnement. Ces sommaires ont été certifiés par leurs auteurs pour des représentations justes de leurs efforts. On encourage les lecteurs qui désirent davantage d'information sur un ou plusieurs projets de recherche de s'addresser personnellement aux auteurs.

D. I. Besner
Président, SEPAI

Note du rédacteur: Le comité désire remercier sincèrement les personnes nommées en bas d'avoir rendu de l'assistance précieuse à vérifier l'exactitude de la terminologie technique de la version en langue française du présent document.

M. Thaddée Renault
Centre de recherches forestières des maritimes
Service canadien des forêts
Environnement Canada
Fredericton, N.-B.

M. Guy Brun
Environnement Canada
Direction de la qualité des eaux
Moncton, N.-B.

Dr Vic Mallet
Faculté de Chimie
Université de Moncton
Moncton, N.-B.

Dr Louis LaPierre
Faculté de Biologie
Université de Moncton
Moncton, N.-B.

RÉSUMÉ DES PROGRAMMES DE SURVEILLANCE ÉCOLOGIQUE - 1980 ET 1981

par

D.R. Townsend

Washburn & Gillis Associates Ltd.

Ce rapport traite principalement des programmes de surveillance écologique et de lutte contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette au Nouveau-Brunswick. Bien que d'autres insectes des forêts du Nouveau-Brunswick aient aussi fait l'objet d'études,[1] les programmes de surveillance et de lutte à grande échelle portent surtout sur la tordeuse des bourgeons de l'épinette. Les premières études sur la prolifération de la tordeuse ont eu lieu durant une infestation importante de cet insecte entre 1909 et 1920. Ces études ont ensuite été quelque peu abandonnées après cette période pour être reprises de façon intensive au cours des années 40; elles se sont poursuivies depuis lors sans interruption. Les programmes de lutte chimique ont débuté en 1952. Depuis 1969, le fénitrothion est le principal agent chimique employé au Nouveau-Brunswick dans la lutte contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette (Prebble 1975).

En 1980, quelque 1 614 000 ha ont été traités aux insecticides pour combattre la tordeuse au Nouveau-Brunswick; environ 1 900 000 ha furent traités l'année suivante. Le fénitrothion et l'aminocarbe furent utilisés comme insecticides pour le programme de pulvérisation de 1980 (à des concentrations respectives de 210 et 70 g/ha IA).[2] Seul le fénitrothion fut utilisé en 1981 (à une concentration de 210 g/ha IA). Dans la plupart des régions il y a eu deux applications d'insecticide (Kettela, 1980a).

---

[1] Comme exemple, mentionnons que la défoliation de l'épinette blanche par la tordeuse de l'épinette (Zeiraphera canadensis) a récemment été étudiée après une infestation grave dans le secteur Black Brook du comté de Victoria, au Nouveau-Brunswick (Magasi, 1982).

[2] À moins d'indication contraire, les taux de pulvérisation sont indiqués, dans ce rapport, en quantité (g) d'ingrédient actif (IA) pulvérisé par unité de surface (ha) par application.

En 1980, une température fraîche en mai et juin a retardé la croissance des larves de tordeuses, mais a accéléré la croissance des pousses d'épinettes et de sapins, augmentant ainsi l'exposition des larves et l'effet des insecticides. On a eu recours au fénitrothion dans la plupart des endroits, mais des résultats jugés de bons à excellents furent signalés pour les deux types d'insecticides. Le pourcentage d'arbres sauvés fut jugé supérieur à celui des deux années précédentes, et le sapin baumier et l'épinette ont profité d'un degré de protection similaire. Lors d'essais opérationnels dans les boisés, la protection offerte par les pulvérisations au Bacillus thuringiensis (B.t.) fut jugée insatisfaisante contre les dommages causés par la tordeuse des bourgeons de l'épinette.

En 1981, malgré de piètres conditions météorologiques pour les opérations de pulvérisation, notamment dans le nord-ouest du Nouveau-Brunswick, le programme d'application de fénitrothion fut encore une fois jugé efficace pour réduire les dommages causés aux arbres par la tordeuse. Pour 1982, on prévoyait que l'infestation de la tordeuse serait de modérée à grave dans les forêts du Nouveau-Brunswick (Kettela, 1981a).

Le ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick met actuellement au point une stratégie à long terme visant à résoudre le problème causé par la tordeuse, dans le cadre d'une nouvelle loi sur les terres et forêts de la Couronne. Cette stratégie prévoit le recours continu mais prudent, à des pulvérisations afin de permettre l'exploitation rationnelle des peuplements les plus anciens. On pourra ainsi rectifier un sérieux déséquilibre dans la structure d'âge des forêts vulnérables à la tordeuse, et aussi minimiser la pénurie d'approvisionnement en bois prévue selon les estimations actuelles. Cette stratégie comporte aussi le recours à des pulvérisations plus ponctuelles sur des zones forestières mieux définies, ainsi que l'adoption de mesures d'intervention à un stade plus précoce afin de protéger les plus jeunes peuplements (G. Baskerville, communication personnelle).

Les peuplements susceptibles à la tordeuse représentent une part appréciable des forêts du Nouveau-Brunswick et aussi une part importante des forêts des autres provinces de l'Atlantique, du Québec, de l'Ontario et de l'état du Maine. Quelque 370 millions d'hectares sont infestés dans l'est de l'Amérique du Nord. La préservation des ressources en bois, vitales pour

l'économie de ces régions, est un problème compliqué en ce sens qu'il est nécessaire de combattre un organisme vivant - la tordeuse des bourgeons de l'épinette - sans nuire aux autres organismes de la forêt et de l'environnement adjacent. La répression de la tordeuse est très coûteuse, compte tenu des incertitudes entourant l'incidence écologique globale de toute mesure à cet effet, des contraintes environnementales imposées aux programmes de lutte et de l'ampleur de la tâche. C'est ainsi que l'accent est mis sur tout ce qui peut réduire les risques écologiques et le coût des programmes de pulvérisation. Diverses organisations ont été mises sur pied pour faciliter et rendre plus efficace la lutte contre l'insecte nuisible qu'est la tordeuse des bourgeons de l'épinette.

Au niveau international, le Canada et les États-Unis ont institué un programme conjoint sur la tordeuse des bourgeons de l'épinette - il en existe plusieurs espèces dans l'ouest du continent. Cet effort international, connu sous le nom de CANUSA, a été mis sur pied en 1977 afin de faciliter l'échange d'informations, de coordonner la recherche et de mettre au point des méthodes visant à fournir aux gestionnaires forestiers de nouveaux moyens de lutte contre la tordeuse et de gestion des forêts susceptibles à cet insecte ravageur. D'autres groupes, comités et organismes ont été formés à des fins similaires sur une échelle plus petite ou mieux circonscrite. On a récemment mis sur pied, au Nouveau-Brunswick, un groupe de recherche sur l'efficacité des pulvérisations; ce groupe tentera d'intensifier l'échange d'informations ainsi que le développement et la coordination des divers aspects de la recherche sur l'efficacité des pulvérisations. L'objectif du groupe est l'utilisation d'une quantité moindre d'insecticides et une pulvérisation effectuée le plus près possible des zones cibles, ce qui pourrait réduire les risques écologiques tout en augmentant l'efficacité des traitements. En 1976 fut formé officiellement le Comité de surveillance écologique de la lutte contre les insectes ravageurs des forêts (EMOFICO - sigle retenu de l'anglais); cependant, plusieurs autres groupes avaient auparavant des fonctions similaires. EMOFICO oeuvre principalement dans les opérations de lutte contre les insectes arboricoles au Nouveau-Brunswick, mais il a la même composition que les comités homologués des autres provinces avec lesquels il échange des informations. Le comité EMOFICO coordonne la surveillance écologique des opérations de pulvérisation forestières et la recherche dans ce domaine, le répertoriage des quantités et types d'insecticides utilisés ainsi que l'échange d'informations entre les membres du Comité, le public et les organisations tant gouvernementales que privées.

La présente section résume le contenu du rapport, le quatrième à être déposé par EMOFICO.[1] Les divers auteurs décrivent les activités de surveillance écologique de 1980 et 1981 et ils présentent des recommandations au sujet des besoins futurs en recherche et en surveillance.

Faune. Dans le cadre des ressources fauniques, les décisions relatives aux opérations de pulvérisation d'insecticides en milieu forestier doivent tenir compte de l'incidence de ces produits sur la faune.

Les opérations de pulvérisation en forêt peuvent affecter la faune soit indirectement, par l'amélioration ou la dégradation de l'habitat (et aussi des ressources alimentaires), soit directement si l'insecticide porte atteinte à l'état de la faune. Avant de prendre quelque décision que ce soit au sujet des opérations de pulvérisation, il importe d'abord d'en déterminer les avantages et les inconvénients. Il s'agit souvent d'une entreprise ardue car

---

[1]EMOFICO a déjà publié les rapports suivants:

(i) Varty, I.W. (éd.), 1976, "Effets écologiques du programme de pulvérisation contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette au Nouveau-Brunswick - 1976", Service canadien des forêts, Centre de recherches forestières des Maritimes, Rap. d'inf. M-X-67.

(ii) Varty, I.W. (éd.), 1978, "Surveillance écologique des pulvérisations aériennes d'insecticides contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette au Nouveau-Brunswick - 1977", Service canadien des forêts, Centre de recherches forestières des Maritimes, Rap. d'inf. M-X-87(F).

(iii) Varty, I.W. (éd.), 1980, "Environmental surveillance in New Brunswick, 1978-79. Effects of spray operations for forest protection against spruce budworm", Université du Nouveau-Brunswick, Fredericton (N.-B.).

Pour de plus amples renseignements sur ces rapports, s'adresser au secrétaire d'EMOFICO (voir l'adresse à la page).

la façon dont la faune réagit envers son environnement varie considérablement d'une année, d'une saison, voire d'un jour à l'autre. L'analyse des données et des tendances à long terme peut ici contribuer à faire mieux comprendre les résultats dérivés des recherches à court terme.

Au Nouveau-Brunswick, les travaux ont porté sur le pinson à gorge blanche et l'écureuil roux, lesquels sont des indicateurs potentiels des effets des insecticides sur la faune. Des études sur la toxicité ingestive des insecticides sur le pinson à gorge blanche, réalisées au Nouveau-Brunswick en 1980 et 1981, ont abouti aux résultats suivants: (1) des doses expérimentales uniques aussi faibles que 7 mg de fénitrothion par kg de poids corporel réduisent le taux de croissance des oisillons; (2) la ressource alimentaire des oisillons peut contenir jusqu'à 17 mg de fénitrothion par kg après une pulvérisation opérationnelle; (3) les oisillons absorbent quotidiennement une quantité d'aliments égale à leur propre poids.[1] Ainsi, comme un oisillon ingère une quantité de nourriture contaminée équivalente à son propre poids, l'exposition quotidienne suffirait à produire la réduction de croissance observée lors des études de dosage. On a donc conclu que la réduction des taux de croissance observée après application opérationnelle de fénitrothion était directement attribuable à l'exposition à l'insecticide. Bien qu'on ignore quelles incidences ont ces réductions du taux de croissance et du poids des oisillons, d'autres études indiquent que le taux de survie des oisillons ainsi exposés est réduit, particulièrement lorsque la nourriture est rare ou que les conditions météorologiques sont mauvaises.

Les mesures des niveaux de cholinestérase (ChE) cervicale ont permis de montrer dans quelle mesure les oiseaux sont affectés par les insecticides de type organophosphoré et carbamate; on a relevé des niveaux légèrement réduits, témoignant de l'exposition aux insecticides, ainsi qu'une réduction marquée de l'activité de la cholinestérase, réduction indiquant la toxicité des insecticides. Deux applications de Matacil[MD] 180 Flowable, à la dose de 70 g/ha d'IA, sur de petites parcelles de terrain n'ont pas eu d'effet sur la

---

1 Consulter les résumés de ces travaux dans Busby (p. 89), Pearce et Busby (p. 90), Busby (p.91) et Pearce (p. 92).

cholinestérase des oiseaux chanteurs à habitat forestier.[1] On a toutefois décelé une réduction potentiellement mortelle des niveaux de cholinestérase pour un faible pourcentage des pinsons à gorge blanche et de fauvettes originaires d'une zone traitée au fénitrothion à raison de 280 g/ha d'IA.[2] La marge de sécurité du fénitrothion pour les oiseaux chanteurs les plus vulnérables est à ce point réduite qu'une surdose accidentelle (causée, par exemple, par le chevauchement des traînées de pulvérisation) peut provoquer des effets indésirables. On a donc conclu que, dans le cadre du programme opérationnel de pulvérisation du Nouveau-Brunswick, l'aminocarbe présentait moins de dangers immédiats pour les oiseaux chanteurs exposés que le fénitrothion (aux doses actuellement employées dans le cadre de ce programme).

Une étude à long terme de l'écureuil roux (Tamiasciuris hudsonicus) a révélé que dans les zones forestières non traitées du sud-est du Nouveau-Brunswick, les territoires de cet animal étaient plus étendus de 40 à 60 % et que les niveaux de population tendaient à être plus faibles que dans les zones traitées (L.E. Lapierre, communication personnelle). Des échantillons prélevés sur le bouleau blanc (Betula papyfrifera) et l'érable rouge (Acer rubrum), dont les jeunes pousses sont très prisées par le cerf de Virginie (Odocoileus virginianus), ont été analysés pour en déterminer la teneur en fénitrothion. Ces études ont permis de conclure que, au cours de l'hiver, lorsque les cerfs sont en ravage et que les jeunes pousses constituent une part importante de leur régime alimentaire, les concentrations de fénitrothion sont suffisamment faibles pour ne pas nuire à la digestion des pousses (Lapierre, 1982).

Pollinisation. De nombreuses espèces de plantes se reproduisent grâce à la pollinisation par les insectes, notamment les abeilles domestiques et sauvages. L'effet en puissance des pulvérisations forestières sur les insectes et le processus de pollinisation est désormais généralement admis et, au cours des dernières années, des cas particuliers d'incidence ont pu être étudiés. En 1980, on a étudié les fruits de deux espèces de plantes poussant dans une région du Nouveau-Brunswick traitée à l'aminocarbe. L'une (Cornus canadensis), pollinisée par des insectes affectés par l'aminocarbe, a donné moins de fruits que l'autre (Maianthemum canadense) qui est pollinisée par des

---

[1,2] Voir les résumés dans ce rapport par Busby et al. (p.84 et 86).

insectes non affectés par l'aminocarbe. On pourrait se prononcer avec plus d'autorité sur la pollinisation de ces plantes si ces études étaient répétées sur des échantillons plus importants (C.R. Plowright, communication personnelle).

Les programmes opérationnels de pulvérisation ont été modifiés afin de réduire les effets des insecticides sur les pollinisateurs. L'élargissement des zones tampons, à proximité des bleuetières et des vergers, a assuré une plus grande sécurité aux pollinisateurs fréquentant ces régions. Lors d'un programme de surveillance de la dérive des insecticides qui a été réalisé en 1980 dans quatre bleuetières commerciales, on a décelé un faible niveau de dérive; l'activité des abeilles et les fruits donnés n'ont pas semblé indiquer d'effets nocifs causés par les opérations de pulvérisation.[1] Ce programme de surveillance ne s'est pas poursuivi en 1981, car on avait jugé que la dérive des insecticides ne donnerait lieu à aucun effet indésirable dans ces zones. Ce genre de mesure, comme l'élargissement des zones tampons, est inapplicable lorsqu'il s'agit de protéger les pollinisateurs libres des forêts. Les insectes pollinisateurs pourraient être davantage protégés si les insecticides étaient utilisés de façon plus sélective. Par exemple, l'aminocarbe semble avoir, aux doses opérationnelles, moins d'effet sur les abeilles que le fénitrothion.

Arthropodes forestiers. Au cours d'une étude de quatre ans sur les arthropodes prédateurs des peuplements de sapins, un terrain fut traité annuellement au fénitrothion, un second à l'aminocarbe et un troisième servit de parcelle témoin.[2] Ces trois terrains d'étude possédaient des communautés arachnéennes similaires (avec quelques espèces dominantes) et une densité similaire de populations vivaces. La diversité et la dominance des espèces différaient d'une zone à l'autre: d'ailleurs, on devait trouver moins d'espèces d'araignées sur le terrain traité au fénitrothion que sur les deux autres. La dynamique annuelle des insectes prédateurs était similaire dans chacun des trois terrains; toutefois, la densité moyenne des populations d'insectes

---

1,2 Voir dans le présent rapport les résumés des travaux de (1) Wood (p. 98) et (2) Varty (p. 100).

prédateurs se révéla faible dans le terrain traité au fénitrothion, moyenne dans le terrain traité à l'aminocarbe et élevée dans le terrain non traité.

En 1981, on a étudié les effets de différentes préparations de Matacil[MD] sur la faune arthropode indigène des peuplements de sapin baumier.[1] Quoique les résultats de l'évaluation n'eussent pas encore été publiés, il semblerait que les diverses préparations produisent des effets différentiels sur les arthropodes.

Aquafaune d'eau douce. Les effets des pulvérisations forestières de fénitrothion sur les invertébrés aquatiques et les poissons ont été examinés dans de nombreuses études. On n'a découvert aucun effet néfaste sur les poissons des cours d'eau. Bien qu'une dérive accrue des invertébrés soit fréquente, l'effet de la préparation la plus souvent utilisée (fénitrothion dissous dans du Dowanol, émulsifié avec de l'Atlox et dilué dans l'eau) est jugé suffisamment faible et tolérable aux doses actuellement employées au Nouveau-Brunswick.

Dans une étude sur le compartimentage du fénitrothion et la dérive des invertébrés dans l'eau, deux préparations de fénitrothion ont été étudiées après pulvérisation au sol, la première une solution d'huile et l'autre une émulsion, avec les adjuvants utilisés opérationnellement au Nouveau-Brunswick en 1981.[2] Une heure après la pulvérisation, les deux préparations étaient complètement mélangées à la colonne d'eau; dans les échantillons d'eau recueillis dans des remous secondaires, les concentrations de fénitrothion étaient du même ordre que celles des échantillons recueillis au milieu du courant. Une partie importante du fénitrothion avait été fixée par des particules en suspension dans le cours d'eau et rattachée à la fraction organique des sédiments du fond du cours d'eau. La dérive verticale des invertébrés était affectée davantage par l'hydrodynamique du cours d'eau que par la composition de l'insecticide.

[1,2] Voir dans le présent rapport les résumés des travaux par (1) Millikien (p.105) et (2) Eidt et Mallet (p.110).

Une autre étude a porté sur le mouvement de l'aminocarbe à la suite de pulvérisations faites au sol, l'aminocarbe se déplaçant à travers la microcouche superficielle des étangs et affectant la flore et la faune microbienne locale.[1] On a découvert que des phénomènes physiques comme le vent affectaient le transfert d'aminocarbe de la strate supérieure à la strate inférieure des étangs et la diminution éventuelle de la concentration en aminocarbe. On n'a cependant décelé aucun effet de l'aminocarbe sur l'activité microbienne. À la suite des pulvérisations (à des doses supérieures aux doses habituelles) faites sur chacun des trois étangs traités, l'assimilation du carbone par les communautés algales avait complètement cessé. Cette assimilation du carbone avait toutefois repris 72 heures plus tard.

Toxicologie. De nombreux essais en laboratoire ont porté sur la toxicité des composantes des préparations d'aminocarbe et de fénitrothion destinées à la pulvérisation. Le Cyclosol 63[MD] est une huile servant de solvant pour les insecticides, et elle est utilisée dans quelques préparations de fénitrothion. En raison des effets synergiques du fénitrothion et du Cyclosol 63, la marge de sécurité pour les espèces aquatiques, dans certains programmes de pulvérisation, n'est probablement pas aussi étendue qu'on le croyait auparavant.[2] Des analyses biologiques ont révélé que le nonylphénol, un alkylphénol présent dans certaines préparations d'aminocarbe, a des effets mortels sur la truite arc-en-ciel et la Daphnia à des concentrations supérieures à celles qu'on observe normalement après les pulvérisations forestières, mais qui n'excèdent toutefois pas les maxima de concentration locale permis par les règlements d'Agriculture Canada. Des essais ultérieurs portant sur les crevettes, les homards et les saumoneaux ont révélé que la toxicité et la concentration des alkylphénols dans les tissus biologiques étaient suffisamment élevées pour justifier une étude plus détaillée de leurs sources, sort et effets écologiques.[3] Une étude portant sur les effets toxiques des composants du Matacil[MD] (cette préparation contient environ 20 %

1-3 Voir dans le présent rapport les résumés des travaux par (1) Elner et Wildish (p.112), (2) Ernst et al. (p.118) et (3) McLeese et al. (p.122)

d'aminocarbe, 50 % de nonylphénol et 30 % d'huile de dilution) sur des cellules en culture indique que la toxicité de cette préparation serait principalement due au nonylphénol.[1]

On a découvert que la préparation Matacil 1.8F[MD], sans nonylphénol, était environ dix fois moins toxique pour la truite arc-en-ciel que le Matacil 1.8, lequel contient la même quantité d'aminocarbe que le Matacil 1.8F avec, en plus, du nonylphénol.[2] Les analyses biologiques effectuées sur des truites arc-en-ciel, en vue de déterminer la toxicité du Matacil 1.8F en préparation aqueuse qu'on se propose d'utiliser pour les programmes opérationnels, ont révélé que la toxicité de celui-ci était presque entièrement due à l'aminocarbe.[2] Dans le cas de la préparation à base huile, 63 % seulement de la toxicité aiguë pouvait être attribuée à l'aminocarbe contre 37 % à l'huile de dilution. Des analyses ont également porté sur la toxicité aiguë des préparations de Matacil 1.8F à base aqueuse et à base d'huile, sur les invertébrés aquatiques Daphnia pulex, espèce du genre Anodonta (un bivalve d'eau douce), et Mytilus edulis (une moule d'eau salée). D. pulex s'avéra la plus sensible aux deux préparations. Même si le Matacil 1.8F contient de l'aminocarbe en particules finement broyées susceptibles d'être accumulées dans les tissus vivants, des analyses portant sur le M. edulis, une moule s'alimentant par filtrage, indiquent que le Matacil 1.8F présente un potentiel de bioaccumulation similaire à celui du Matacil 1.8D qui ne contient pas de particules d'aminocarbe finement broyées. Dans une étude de la toxicité subaiguë du fénitrothion (qualité technique) sur des rats mâles, à des doses de 2,5 et 20 mg/jour par kg de poids corporel administrées pendant 30 jours, on a observé peu d'effets nocifs autres que les effets inhibiteurs qui surviennent couramment après l'administration de tout inhibiteur de cholinestérase.[3]

Des auteurs ont décrit un modèle permettant d'évaluer les effets relatifs des produits chimiques qu'on utilise ou envisage d'utiliser dans les programmes de pulvérisation forestière à grande échelle.[4]

1-4 Voir dans le présent rapport les résumés de ces travaux par (1) Li et al., (p.123), (2) Doe et al. (p.120), (3) Trottier et al. (p.123) et (4) Zitko et McLeese (p.124).

Analyse des insecticides. À la suite d'une recommandation du groupe EMOFICO en 1977 au sujet du recours à de meilleures techniques analytiques pour les mesures de l'aminocarbe et de ses produits de dégradation, ce type d'analyse a été amélioré en 1978 et 1979. Des progrès ont été ultérieurement réalisés avec une méthode d'analyse des résidus multiples pour l'aminocarbe et quelques-uns de ses produits de dégradation.[1] La stabilité de l'aminocarbe dans l'eau a été étudiée et certains de ses produits de dégradation ont été identifiés.

Distribution et persistance des insecticides. La dérive due au vent des nuages d'insecticides pulvérisés, qui est indispensable pour assurer une distribution homogène des insecticides au-dessus des forêts infestées par la tordeuse, pousse inévitablement une certaine quantité d'insecticides au-delà des zones visées.[2] Le ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick a mis sur pied en 1978, en consultation avec le ministère de la Santé, un groupe de travail sur la dérive des insecticides. Ce groupe est chargé d'examiner les données recueillies sur ce phénomène. Au sein même du groupe de travail, un groupe interdisciplinaire élabore des modèles sur le comportement à la dérive et le dépôt des aérosols et des vapeurs en vue d'améliorer le rendement des programmes de pulvérisation et l'évaluation des dangers corollaires. En raison de la mutiplicité des facteurs agissant sur la dérive, la modélisation mathématique est abondamment utilisée pour prédire le comportement des insecticides à la dérive. Pour illustrer la complexité de ce phénomème, mentionnons que le pourcentage des gouttelettes qui se déposent dépend de toute une gamme de variables dont l'altitude de vol de l'aéronef, la topographie de la forêt, la masse des gouttelettes, la couverture de végétation, les conditions météorologiques et les préparations d'insecticides. Pour ce qui est des conditions météorologiques, on sait que la pluie lessive un pourcentage important de fénitrothion présent dans les nuages d'aérosols dégagés par les avions; les précipitations pourraient, davantage que la tombée de l'insecticide par temps sec, contribuer à la dérive au-delà des zones visées.[3]

1-3 Voir dans le présent rapport les résumés de ces travaux par (1) Lévesque et Mallet (p.135), (2) Varty, (p.137) et (3) Bailey et Belliveau (p.147).

On a élaboré une série de modèles afin de mieux comprendre les opérations de pulvérisation en termes des éléments suivants:

1. spectre dimensionnel des gouttelettes générées par le cisaillement dû au vent à la sortie des buses;
2. transport des aérosols par gravité, par le vent et les vortex du sillage de l'aéronef;
3. influence, sur le dépôt des insecticides, des préparations, du diamètre des gouttelettes, de la turbulence et des caractéristiques du substrat récepteur; dépôts subséquents du flux de vapeur; et
4. effets biologiques.

Un modèle de dérive à courte distance est décrit ici; il peut être utilisé pour calculer les concentrations atmosphériques des gouttelettes à n'importe quelle altitude, ainsi que les dépôts sur le feuillage et le sol en fonction du temps, jusqu'à 500 m sous le vent de la zone visée.

Ce modèle de dérive sur courte distance ainsi qu'un modèle de dérive sur grande distance (c'est-à-dire à plus de 1 km sous le vent) ont fourni de précieuses indications sur ce phénomène. Toutefois, ils devront être affinés davantage et être validés sur le terrain, notamment pour ce qui est du comportement dans les vortex et de la dispersion verticale du nuage d'aérosols.

On a aussi élaboré divers modèles qui permettent de calculer les taux d'exposition aux insecticides à la dérive, à différentes distances sous le vent du point de pulvérisation. Des renseignements de ce type sont utiles pour l'établissement ou l'ajustement de la largeur des zones tampons autour des régions habitées ou des masses d'eau. Il est également possible d'obtenir des indications sur la dispersion spatiale des insecticides en mettant sur pied des programmes d'échantillonnage de l'air, et aussi en étudiant systématiquement les effets écologiques qui se manifestent à l'extérieur des zones visées et qui peuvent être reliés aux opérations de pulvérisation. Ces indications peuvent aussi être obtenues par l'analyse des résidus présents dans les écosystèmes qui se trouvent au-delà des zones visées par les programmes de pulvérisation.

La stabilité chimique des insecticides au cours de la dérive est un autre facteur important, en ce sens qu'on ignore encore l'effet toxicologique des produits de dégradation formés dans le nuage d'aérosols. La durée du passage du nuage d'aérosols au-dessus d'une région donnée a également son importance. On sait que le passage des nuages de fénitrothion pulvérisé au-dessus des zones d'échantillonnage, à l'intérieur et à proximité des unités de pulvérisation, dure de 5 à 15 minutes au maximum, du moins pour ce qui est du premier nuage (il y a aussi des nuages secondaires).[1]

Ces recherches visent, en fait, à découvrir comment utiliser moins d'insecticides tout en augmentant l'efficacité des pulvérisations et en réduisant la dérive, ce qui est réalisable dans la mesure où l'on connaît les spectres d'émission des gouttelettes et leur rendement à l'impact, et où l'on procède à la pulvérisation dans des conditions météorologiques favorables.

En 1980 et 1981, les chercheurs ont aidé à combler quelques-unes des lacunes existantes dans les données sur la distribution et la persistance des insecticides et de leurs résidus. Après la pulvérisation de trois préparations différentes d'aminocarbe au-dessus de trois peuplements différents de l'écosystème forestier du Nouveau-Brunswick, on a découvert que les résidus étaient généralement présents en faibles concentrations dans le sapin baumier, mais que ces résidus différaient selon les préparations.[2] De façon générale, les résidus provenant des préparations à base d'huile étaient plus importants que dans les préparations aqueuses. Les concentrations de résidus étaient très faibles dans le sol par rapport à la litière forestière; pour celle-ci, les concentrations persistaient plus longtemps à des niveaux décelables. Les résidus d'aminocarbe disparaissaient très rapidement en eau courante.[2] Les échantillons de sédiments contenaient de faibles concentrations d'aminocarbe qui persistaient peu de temps (concentration maximale de 20,2 ppM cinq minutes

---

1,2 Voir dans le présent rapport les résumés de ces travaux par (1) Wood (p.150) et (2) Sundaram (p.152).

après la pulvérisation de la solution aqueuse). En solution aqueuse, l'aminocarbe est habituellement fixé en faibles concentrations par les poissons, mais on n'a observé chez ces derniers ni mortalité, ni modification du comportement.

Des études sur les résidus du fénitrothion, effectuées en 1980 et en 1981 au Nouveau-Brunswick, ont révélé que les concentrations de ce produit étaient faibles et ne persistaient ni dans l'eau courante, ni dans l'air, ni dans la litière forestière, ni dans le feuillage.[1] L'aminofénitrothion fut le seul produit de dégradation décelé dans les échantillons. On a décelé du fénitrothion ainsi que de l'aminofénitrothion dans un étang à castors (pendant 18 jours consécutifs). Dans les échantillons d'air toutefois, on n'a décelé du fénitrothion qu'à de faibles concentrations, et encore occasionnellement.

Dans une autre étude, on a découvert à faibles concentrations un dérivé du fénitrothion, probablement du nitrocrésol 3-méthyl-4-nitrophénol, dans des spécimens de bécasses capturées dans les zones traitées.[2] Dans une étude sur la fixation du fénitrothion par les plantes et les invertébrés dans deux ruisseaux du Nouveau-Brunswick, on a noté, avant même de procéder à la pulvérisation expérimentale, la présence de traces de fénitrothion dans certains animaux et plantes aquatiques.[3] Ces résidus se sont sans doute fixés à la suite de la dérive d'insecticides vaporisés à proximité, lors de la saison de pulvérisation; cependant, comme certains résidus d'insecticides persistent pendant de longues périodes (comme le DDT), l'incidence de pulvérisations répétées ou d'enchevauchement des traînées de pulvérisation au-dessus d'une même région est importante. À moins de modifications radicales apportées aux niveaux d'infestation ou à la stratégie de pulvérisation, les chances qu'une région traitée en 1981 le soit à nouveau en 1982 sont de 10 à 20 %, et en 1983 de 5 à 10 %.[4] Après la pulvérisation expérimentale, dans l'étude sur l'accumulation du fénitrothion, toutes les plantes et tous les animaux prélevés contenaient des résidus de fénitrothion. Des concentrations élevées de ce produit ont persisté dans l'hépatique trilobée (Solenostoma sp.) pendant sept

---

1-4 Voir dans le présent rapport les résumés de ces travaux par (1) Mallet (p.155 et 156), (2) Pearce (p.157), (3) Sosiak (p.158) et (4) Eidt (p.162).

jours d'observation suivant la pulvérisation. Les concentrations de fénitrothion dans d'autres organismes diminuaient de façon marquée après sept jours. Le seul produit de dégradation qu'on ait trouvé tôt après pulvérisation fut le 3-méthyl-4-nitrophénol, dans deux échantillons de plantes et chez un spécimen d'invertébré. On a jugé que les concentrations de fénitrothion et de 3-méthyl-4-nitrophénol trouvées dans ces spécimens n'auraient probablement eu aucun effet mortel sur les poissons, les oiseaux ou les mammifères qui les ingéreraient.

Évaluation des insecticides susceptibles d'utilisation. L'efficacité et l'incidence écologique des insecticides susceptibles d'être utilisés pour les programmes de lutte contre les insectes ravageurs de forêts font l'objet d'une analyse permanente, au fur et à mesure que sont mis au point de nouveaux produits et de nouvelles préparations. Les pages qui suivent décrivent les études menées au Nouveau-Brunswick en 1980 et 1981 sur les nouveaux insecticides.

Sevin-2-Oil[MD] (carbaryl) et Reldan[MD] (chlorpyrifos-méthyl). En 1980, des études ont été effectuées sur l'efficacité et l'incidence environnementale du carbaryl et du chlorpyrifos-méthyl, pulvérisés expérimentalement aux doses indiquées pour la lutte contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette.

Carbaryl. Les concentrations les plus importantes de résidus de carbaryl dans l'eau courante ont été décelées immédiatement après la pulvérisation, mais elles ont rapidement diminué par la suite.[1] Une certaine perturbation de la dérive normale des invertébrés a été notée après la pulvérisation, mais l'incidence globale sur les populations benthiques a été jugée négligeable. L'approvisionnement de la truite de ruisseau et du chabot visqueux n'a pas semblé être réduit et l'on n'a relevé aucun signe de mortalité chez la truite de ruisseau dans la zone traitée.

---

[1] Voir dans le présent rapport les résumés de ces travaux par Kingsbury et al. (p.163).

Chlorpyrifos-méthyl. Les niveaux de résidus du chlorpyrifos-méthyl dans l'eau courante ont atteint leur maximum peu après la pulvérisation, pour décliner ensuite rapidement. Les résidus décelés dans les sédiments alluvionnaires, ainsi que chez la truite de ruisseau et le chabot visqueux, ont atteint de faibles concentrations en moins de 10 jours.[1] Par contre, les résidus présents dans le feuillage du sapin baumier (notamment le feuillage de l'année), dans la litière forestière et dans le sol ont persisté pendant de longues périodes (à de très faibles concentrations). Les effets toxiques immédiats de cette pulvérisation sur les arthropodes terrestres non visés furent de peu d'importance; quant aux populations d'oiseaux chanteurs des forêts, elles sont demeurées stables durant la période d'étude, les perturbations territoriales restant peu marquées.

Quoiqu'on ait relevé des modifications notables de la dérive des invertébrés aquatiques, on n'a découvert aucun appauvrissement important du benthos. Aucune mortalité de la truite de ruisseau indigène et du saumoneau de l'Atlantique n'a été signalée dans la zone pulvérisée. En outre, aucune modification importante du régime et de l'état de la truite de ruisseau et du chabot visqueux n'a été décelée.

Perméthrine. Des pulvérisations expérimentales de perméthrine ont été faites en 1980 afin d'évaluer l'incidence écologique de ce produit sur certains organismes aquatiques et terrestres sélectionnés. Un bloc de 600 ha a été traité une seule fois, alors qu'un autre de même superficie l'a été à deux reprises, à quatre jours d'intervalle.[2]

Les niveaux de résidus de perméthrine dans l'eau courante ont atteint un maximum après la seconde pulvérisation, dans le bloc traité à deux reprises; de faibles concentrations de ces résidus ont persisté dans la plupart des sites d'échantillonnage pendant au moins 48 heures.[3] Des concentrations plus

---

1-3 Voir dans le présent rapport les résumés de ces travaux par (1) Sundaram (p.165), (2) Kingsbury et Kreutzweiser (p.166) et (3) Kreutzweiser et Wood (p.168).

importantes de perméthrine ont été trouvées chez les poissons vivant dans le bloc ayant reçu un double traitement, et ces dernières concentrations ont persisté plus longtemps. Différentes quantités de résidus ont été fixés par diverses espèces de poisson de ruisseau, mais non chez le chabot visqueux ou l'anguille américaine. Même si des analyses de toxicité réalisées en laboratoire ont indiqué que l'exposition à la perméthrine (et aux produits connexes que sont les pyrèthres, la cyperméthrine et le fenvalerate) peut être mortelle à faibles doses pour le saumon de l'Atlantique[1], les niveaux de perméthrine trouvés dans les ruisseaux témoins n'ont pas semblé avoir d'effet létal sur le saumoneau de l'Atlantique, qu'il s'agisse de saumoneaux de l'année (0^+) ou de deuxième année (1^+).[2] Il semble qu'une double pulvérisation (mais non une pulvérisation unique) de perméthrine à une dose de 17,5 g/ha IA puisse réduire temporairement la population des jeunes saumons de l'Atlantiques et leur taux de croissance, possiblement parce que les invertébrés benthiques dont ils se nourrissent ont été sérieusement réduits par la double pulvérisation. Le saumon de l'Atlantique (saumoneaux de troisième année - 2^+) et, plus particulièrement, la truite de ruisseau, ont profité de l'apport accru d'invertébrés, et le saumon a modifié son régime. L'alimentation du chabot visqueux n'a pas semblé être affectée par les pulvérisations d'insecticides.[3]

Après les pulvérisations, on a trouvé dans la dérive benthique un grand nombre d'invertébrés morts ou stressés; la diversité des espèces a été réduite dans le bloc traité à deux reprises, et la récupération de la population benthique du ruisseau a été lente.[3,4] Les effets de la perméthrine sur le benthos de ruisseau ont été jugés plus graves que les effets provoqués par tout autre insecticide actuellement utilisé contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette.

1-4 Voir dans le présent rapport les résumés de ces travaux par (1) McLeese et al. (p.177), (2) Sosiak (p.172), (3) Kreutzweiser (p.176), (4) Eidt (p.169).

Même en faibles concentrations, la perméthrine est mortelle pour les crevettes et le homard, tout comme le sont la cyperméthrine et le fenvalerate.[1] Le comportement des écrevisses prélevées dans les ruisseaux des blocs traités à la perméthrine a été modifié après les pulvérisations, et l'on a noté quelques mortalités dans le bloc traité à deux reprises.[2] Chez les écrevisses analysées pour déterminer la concentration en perméthrine, aucune trace de résidus n'a été découverte. Un complément d'étude sera nécessaire pour déterminer la signification de ces effets sur le comportement et la survie des écrevisses.

La quantité de perméthrine résiduelle accumulée dans les sédiments des ruisseaux était faible; une plus grande quantité a été décelée dans la litière forestière.[3] Dans les fleurs du petit merisier et les aiguilles du sapin baumier, la durée des effets de la perméthrine a été similaire pour les arthropodes arboricoles et volants, et des variétés similaires de ces insectes furent affectées. L'insecticide a provoqué un effet toxique immédiat, mais il n'a pas persisté plus de 48 heures.

Aspects réglementaires de la surveillance écologique. La Loi sur les produits antiparasitaires qui régit l'utilisation des pesticides au Canada, est appliquée par la Division des pesticides de la Direction des produits végétaux et de la quarantaine des plantes, Direction générale de la production et de l'inspection des aliments, Agriculture Canada. Cette section du présent rapport décrit le processus d'enregistrement des pesticides ainsi que les fonctions et les règlements des sections de la division fédérale des pesticides et des agences de réglementation du Nouveau-Brunswick. Le rapport expose aussi les mesures que doivent prendre les utilisateurs d'insecticides et les organismes de contrôle en cas d'épandage accidentel et incontrôlé de pesticides dans l'atmosphère ou au sol.

1-4 Voir dans le présent rapport les résumés de ces travaux par (1) McLeese et al. (p.177), (2) Sosiak (p.172), (3) Kreutzweiser and Wood (p.168) et (4) Kreutzweiser (p.176).

Expérience du Québec. Le recul de l'infestation de la tordeuse des bourgeons, amorcé en 1976, ne s'est pas poursuivi en 1980. Quelque 1,9 million d'hectares se sont ajoutés aux 15,5 millions d'hectares atteints par la tordeuse, dont 4,3 millions l'étaient à un niveau jugé de modéré à grave. Environ 188 500 ha ont été traités: 166 300 le furent aux produits chimiques et 22 200 autres au B.t. Les différentes zones traitées aux produits chimiques l'ont été à deux reprises; quant aux blocs traités au B.t., ils ne l'ont été qu'à une seule reprise. Pour ce qui est des traitements chimiques, on a principalement utilisé le fénitrothion (à 210 g/ha IA). Pour la seconde application, on a utilisé du Matacil^{MD} en quelques endroits (55 200 ha), à la dose de 70 g/ha IA. On a aussi effectué quelques applications expérimentales d'un pyrèthre synthétique, l'Ambush^{MD} à raison de 17,5 g/ha IA, lequel a donné de bons résultats après deux applications. On a aussi découvert que le Dipel 88^{MD} (une nouvelle préparation du B.t. dans une base d'huile) était efficace en applications expérimentales (Auger et al., 1980).

En 1980, un réseau de surveillance par échantillonnages a été mis en place pour évaluer la présence et la distribution des résidus dans l'air, l'eau et les feuillages. En coopération avec l'Institut pour la répression des ravageurs forestiers, des travaux de recherche ont été exécutés afin d'évaluer l'impact des pulvérisations expérimentales de perméthrine sur les invertébrés aquatiques, les arthropodes terrestres et les petits mammifères. Bien qu'on n'ait décelé aucune incidence mesurable sur les petits mammifères et les invertébrés terrestres, le nombre d'arthropodes terrestres présents sur le feuillage le long des rives de cours d'eau et sur le couvert forestier a connu une réduction pendant les 48 heures suivant la pulvérisation. Le benthos des cours d'eau a connu une baisse marquée après pulvérisation, mais 2½ mois après celle-ci, la repopulation de la zone traitée était manifeste (ce rapport est actuellement en préparation). Dans une étude visant à comparer l'incidence des préparations de fénitrothion et d'aminocarbe en solution d'huile sur le benthos des cours d'eau, c'est la préparation de fénitrothion qui s'est révélée la plus toxique. On a émis l'hypothèse que l'impact des insecticides était moins lié aux sensibilités variables des divers organismes qu'à la faculté qu'ont ceux-ci d'éviter tout contact avec les contaminants (Ahern et Leclerc, 1981).

En 1981, des 704 100 hectares traités aux insecticides chimiques, environ 80 % le furent au Matacil^{MD}, moins de 5 % (31 000 hectares) au B.t. et le reste au fénitrothion. Il y eut deux et parfois trois applications

d'insecticides chimiques (aux doses indiquées ci-dessus). Quant au B.t. en préparation Dipel 88, il ne fut pulvérisé qu'à une reprise (à la dose de 19,76 MUI par hectare); cette application a donné des résultats similaires aux pulvérisations d'insecticides chimiques. On a aussi signalé que des applications expérimentales d'une autre préparation de B.t., le Thuricide 32B[MD], avaient donné des résultats satisfaisants, mais les résultats des applications de Futura 64B n'ont pas été concluants. Dans l'ensemble, le succès du programme de pulvérisations opérationnelles a été jugé satisfaisant (Anonyme, 1981a).

D'après l'expérience québécoise en matière de surveillance et de recherche, et suite à une recherche externe exhaustive, Gaboury et al. (1981) concluaient que les préparations de fénitrothion, d'aminocarbe et d'insecticides biologiques (B.t.) utilisées dans les programmes de pulvérisations, au Québec, avaient causé peu de dommages à l'environnement. Des trois insecticides opérationnels utilisés, le B.t. a été jugé le moins dangereux pour l'environnement, bien que le fénitrothion et l'aminocarbe n'aient montré qu'une très faible persistance dans l'environnement (faune et flore). En règle générale, l'aminocarbe semble avoir eu peu d'effet sur les écosystèmes examinés jusqu'à présent. Quant au fénitrothion, il semble n'avoir eu qu'une faible incidence sur les espèces non visées; toutefois, on a observé certains effets de ce produit sur les insectes terrestres et aquatiques. Ces effets, contrairement à ceux qu'ont subi les pollinisateurs, étaient habituellement temporaires et les populations touchées semblaient récupérer rapidement. Les auteurs indiquent toutefois que les effets à long terme demeurent difficiles à évaluer. Ils ont aussi noté des lacunes dans la connaissance des effets du solvant Cyclosol 63[MD] utilisé dans les préparations de fénitrothion.

Expérience de la Nouvelle-Écosse. L'étendue et l'importance de la défoliation due à la tordeuse se sont sérieusement aggravées en 1980. Environ 1,4 million d'hectares ont été défoliés, contre 1,1 million en 1979. La superficie détectable d'arbres défoliés a chuté à 700 000 hectares en 1981. La diminution de la défiolation dans l'ile du Cap Breton s'explique probablement par les superficies importantes de forêts déjà mortes ou moribondes dans cette région. Cependant, la diminution de la population dans les régions du centre de la province n'est pas encore bien expliquée (Kettela, 1980b, 1981b).

À la suite des recherches faites en 1979 sur l'efficacité et les incidences écologiques du B.t. (ministère des Terres et Forêts de la Nouvelle-Écosse, 1980), certains peuplements d'épinettes et de sapins de grande valeur ont été traités à l'aide de préparations de B.t. en 1980 et 1981. Au cours de ces deux années, on a utilisé du Thuricide 16B[MD] à raison de 20 MUI/ha; quant au Dipel 88, il ne fut utilisé qu'en 1981 à raison de 22 MUI/ha. On a jugé que les programmes de pulvérisation ont fourni une protection généralement adéquate au cours de ces deux années, avec cependant quelques exceptions mineures en 1980 (Smith, 1980, 1981). Le B.t. a fait l'objet d'essais visant à déterminer sa résistance aux rigueurs de l'hiver, et il semble que le bacille puisse y survivre.

Les effets du B.t. sur la production d'anticorps chez le cobaye et les niveaux d'antisérum chez l'homme ont été évalués. On n'a noté aucun effet sur la production d'anticorps. Quant aux effets sur les niveaux d'antisérum, on a conclu que les applications de B.t. ne présentaient aucun risque sérieux pour la santé aux doses opérationnelles utilisées (T.D. Smith, communication personnelle).

Expérience du Maine. L'infestation actuelle par la tordeuse touche la quasi-totalité des 3,2 millions d'hectares de forêts de sapins et d'épinettes au Maine. Même si la croissance des larves a été retardée en 1980 à cause de la température fraîche, on n'a trouvé qu'une faible proportion de larves en mauvaise santé. Le taux de survie des tordeuses dans les zones non traitées fut similaire à celui des années précédentes. On a utilisé du carbaryl (Sevin-4-Oil[MD]) pour les blocs de pulvérisation éloignés des zones peuplées; dans les blocs situés à proximité de celles-ci, on a employé le B.t. dans les corridors infestés. Le carbaryl a été pulvérisé à la fois lors de traitements uniques à la dose de 2 102 g/ha (1 681 g de Sevin et 421 g de mazout N° 1) et de traitements doubles, espacés de 5 à 7 jours, à 1 401 g/ha (1 120 g de Sevin et 281 g de mazout N° 1). Deux préparations commerciales de B.t. ont été utilisées: le Dipel 4L[MD] et le Thuricide 16B[MD] (ces deux produits ont été pulvérisés à la dose de 19,77 MUI/ha). On a ainsi traité quelque 80 000 hectares au B.t. et 410 000 autres au carbaryl. Le programme de contrôle de 1980 a été jugé très réussi dans la plupart des zones traitées (Dyer et al., 1980).

À la suite d'un projet de démonstration, le Bureau forestier du Maine et les services forestiers américains ont conclu qu'il était possible de procéder à un programme opérationnel d'application du B.t. à grande échelle, et ce par hélicoptère. L'efficacité de cet insecticide pour le contrôle des populations de tordeuses à été jugée inférieure à ce qu'auraient normalement donné les insecticides chimiques, mais on a estimé qu'il protège suffisamment le feuillage pour prévenir la mortalité des arbres au cours de l'année (Dyer et al., 1980).

Suite aux recherches écologiques réalisées dans le cadre du programme de pulvérisations de 1980 au Maine, la politique de cet État à l'égard des zones tampons a permis de limiter à un faible niveau la quantité de carbaryl entrant dans les cours d'eau; les chercheurs ont en outre découvert que ces faibles niveaux avaient peu d'effet sur les jeunes truites de ruisseau ou sur leur chaîne alimentaire. Les refuges (zones non traitées) n'ont pas semblé très efficaces pour le rétablissement des populations de perlidés affectées par le carbaryl; toutefois, un complément de recherches a été jugé nécessaire pour pouvoir évaluer dans quelle mesure ces refuges permettraient de freiner le dépeuplement des insectes aquatiques. Le peuplement des cours d'eau par les perlidés, après pulvérisation, fut lent, et il n'était que partiellement terminé lorsque la zone fut à nouveau traitée. Les populations de perlidés, qui jouent un rôle dans la décomposition des feuilles tombées dans les cours d'eau, n'ont pas semblé affectées dans la période postpulvérisation initiale (14 jours). Toutefois, à plus long terme (148 jours), on a noté un ralentissement de la dégradation des feuilles dans les cours d'eau traités. Une étude portant sur l'incidence du carbaryl sur la faune macro-invertébrée des étangs de boisés, a indiqué que la population de certains macro-invertébrés avait diminué de façon importante (Anonyme, 1981b).

D'autres recherches ont aussi indiqué que le carbaryl modifiait le comportement alimentaire des jeunes canards noirs dans les zones traitées. À la suite d'applications de carbaryl, des oiseaux insectivores (fauvettes) ont temporairement quitté certaines zones de subsistance pour aller chercher leur nourriture à différentes hauteurs dans les arbres.

En 1981, environ 411 000 hectares de forêts au Maine ont été traités au carbaryl et 51 200 au B.t. (préparations Dipel^{MD} et Thuricide^{MD}), et environ 125 000 hectares l'ont été à l'acéphate (Orthene^{MD}). On a étudié bon nombre d'applications variées en 1981, y compris des applications répétées destinées à protéger l'épinette, le sapin et la pruche, des doses accrues de B.t. (Dipel et 24B Thuricide^{MD}), une application répétée à haute dose de Dipel et, finalement, une application d'acéphate à partir de gros hélicoptères à réaction, au lieu des avions habituellement utilisés. Les conditions se prêtaient parfaitement aux opérations de pulvérisation, et l'on a signalé que le taux de protection des feuillages avait été très bon. Avec le carbaryi, les applications doubles ont été plus efficaces que les applications uniques. La protection fournie en 1981 par l'acéphate fut équivalente à celle obtenue avec le carbaryl. Le B.t. appliqué à la dose de 19,77 MUI/ha n'a pas été efficace dans l'ensemble. Le Dipel et le Thuricide (à la dose de 29,63 MUI) ont donné des résultats similaires à ceux obtenus avec le carbaryl et l'acéphate. Le B.t. appliqué à la dose de 29,65 MUI/ha a entraîné une réduction très rapide des populations de tordeuses. À la différence des expériences réalisées auparavant au Maine avec le B.t., les applications de ce produit ont été jugées réussies dans les zones où les populations de tordeuses étaient de denses à très denses. En outre, la pluie a semblé avoir moins d'effet sur l'efficacité de cet insecticide à la dose de 29,65 MUI/ha qu'aux doses plus faibles. Des applications doubles à la dose de 19,77 MUI/ha (totalisant 39,5 MUI/ha) se sont révélées d'efficacité moins uniforme dans l'ensemble (Trial, 1981).

Dans le cadre du programme de lutte contre la tordeuse effectué en 1981, des recherches ont été réalisées sur divers sujets. Mentionnons notamment les suivants: (1) les effets à court et à long terme du carbaryl sur les micro-invertébrés des étangs et sur la persistance de cet insecticide dans les sédiments aquatiques; (2) l'efficacité des refuges pour les invertébrés aquatiques; (3) les effets du B.t. sur les Trichoptera; (4) les effets du Sevin-4-Oil^{MD} sur la production des fruits et ses conséquences potentielles pour la faune dans les forêts de sapins et d'épinettes; (5) les effets de l'acéphate sur la reproduction des oiseaux, soit les effets directs sur les oisillons et les effets indirects dus à la pénurie de nourriture. En plus de ces projets, on a étudié les publications traitant du comportement écologique du carbaryl et l'on a aussi relevé les concentrations de carbaryl aux embouchures de rivières.

La superficie présentant des dangers élevés à extrêmes, à cause de l'infestation par la tordeuse, a diminué, passant de 2 025 000 hectares en 1980 à 1 822 500 hectares en 1981. Pour 1982, on recommandera l'utilisation du Sevin-4-Oil, de l'Orthene et du B.t. (à la dose de 29,65 MUI/ha) pour le programme de suppression; de même un plan de surveillance écologique à long terme sera établi (Trial, 1981).

Pour les programmes de protection forestière après 1981, le département de la conservation du Maine a recommandé ce qui suit: (1) une utilisation moindre des insecticides chimiques comme principal instrument de lutte contre la tordeuse; (2) le transfert au secteur privé de la responsabilité des opérations de pulvérisation; (3) l'élimination de toute subvention publique pour les opérations de pulvérisation; et (4) la poursuite d'un programme vigoureux - tant par l'État que par le gouvernement fédéral - au niveau de l'échantillonnage, de la détection, de la recherche, de l'assistance technique, de la surveillance et de la réglementation en matière de pulvérisations effectuées par le secteur privé (Barringer, 1980). Quoique le département ait recommandé un plan quinquennal (1981-1985) intégré de lutte contre la tordeuse de bourgeons de l'épinette, le service américain des forêts (U.S. Forest Service) a préféré un plan favorisant une intensification de la sylviculture, une modification des régimes d'exploitation sylvicole et de commercialisation des produits forestiers, tout en réduisant l'usage des insecticides chimiques au profit des insecticides biologiques (U.S. Department of Agriculture, Forest Service, 1980).

Expérience de Terre-Neuve. En 1980, un temps peu conforme à la saison a ralenti la croissance larvaire, et la défoliation n'est pas devenue évidente avant la fin de juillet (Anonyme, 1980). La superficie totale présentant une défoliation modérée à grave est passée à 926 000 hectares, contre 972 600 hectares en 1979. Il n'y a pas eu d'infestation active de la tordeuse en 1980 au Labrador (cependant, deux foyers d'infestation ont été signalés en 1981).

En 1980, un programme de pulvérisations opérationnelles et expérimentales a été réalisé; pour ce faire, on a employé divers produits à base de B.t., en préparations et doses diverses. Au cours de cette année, la surveillance écologique du B.t. a été limitée à une étude des effets à court terme sur les arthropodes terrestres. Aucune incidence particulière n'a été

observée. Toujours en 1980, on a étudié la persistance des résidus de Matacil[MD] dans le sol et la végétation d'une zone traitée en 1978. Des traces de résidus ont été décelées tant dans le sol que dans la végétation. On a recommandé que d'autres études soient effectuées sur ce sujet. À la suite des recherches réalisées en 1980, il semblerait qu'une modification du nombre d'oiseaux présents dans les zones traitées à l'aminocarbe en 1978 (70 g/ha IA) soit reliée, directement ou indirectement, aux programmes de pulvérisation de 1978, cette modification étant probablement due à un dérèglement de la chaîne alimentaire des oiseaux (un rapport du ministère de l'Environnement de Terre-Neuve et du Labrador sur la surveillance écologique est actuellement en préparation).

Pour 1981, on avait prévu que la superficie de défoliation modérée à grave, causée par la tordeuse, serait de 800 000 hectares. Elle ne fut toutefois que de 300 000 hectares (Anonyme, 1981c). On n'a pu déterminer aucun facteur naturel susceptible de provoquer cet effondrement de la population de tordeuses. Il est impossible d'attribuer une partie importante de la mortalité larvaire aux facteurs usuels de régulation, tels les prédateurs, les parasites et les maladies connues. Cependant, le temps froid et humide des étés 1980 et 1981 ainsi que le manque associé d'alimentation des larves ont pu contribuer à la mortalité larvaire. Le ministère des Ressources naturelles a exécuté un programme de lutte contre la tordeuse au B.t. et à l'aminocarbe; 250 000 hectares ont ainsi été traités au total. L'inventaire des masses d'oeufs laissait entrevoir une défoliation modérée à grave sur 70 000 hectares seulement, soit une diminution considérable. On ne prévoyait aucune défoliation au Labrador pour 1982.

La surveillance à long terme du comportement des oiseaux à la suite des pulvérisations d'aminocarbe s'est poursuivie en 1981; il en fut de même pour un vaste programme d'échantillonnage des lacs et des rivières visant à déceler les résidus d'insecticides. On a aussi étudié les populations d'arthropodes arboricoles et terrestres. Les résultats de ces travaux n'ont pas encore été publiés.

Pêches et Océans Canada effectue actuellement dans la Région des étangs expérimentaux, au centre de Terre-Neuve, une étude en vue de déterminer les effets à long terme des pulvérisations aériennes d'insecticides sur la vie aquatique. Cette zone englobe trois étangs et quatre affluents du cours supérieur de la rivière Gander Nord-Ouest. Les travaux de recherche comprennent la cueillette de données sur la dynamique des écosystèmes, des applications expérimentales d'insecticides, ainsi que des comparaisons avant et après application (dans une zone traitée) et des comparaisons entre zones traitées et zones non traitées. À l'heure actuelle, des données sur la dynamique des écosystèmes avant toute pulvérisation sont en voie de compilation. Des données sur la chimie et la physique de l'eau, la production primaire, ainsi que sur le zooplancton, le phytoplancton, le zoobenthos et les populations de poissons ont déjà été obtenues. Les données seront analysées afin de calculer la composition, à long et à court terme (composition saisonnière), de la faune et de la flore dans les étangs peu profonds et fangeux de Terre-Neuve.

La Commission royale de Terre-Neuve et du Labrador sur la protection et la gestion des forêts a récemment étudié (Anonyme, 1981d; Ernst et al., 1981) les incidences écologiques des diverses pratiques d'exploitation forestières dans l'est du Canada, y compris les incidences des programmes de lutte contre la tordeuse.

Expérience de l'Ontario. En 1980, en Ontario, les programmes de pulvérisation dirigés contre la tordeuse ont permis de traiter 10 470 hectares de plantations et de forêts de grande valeur; on a utilisé à cette fin de l'aminocarbe et du B.t. (Thuricide 16B^{MD} et Novabac 32B^{MD}) à diverses doses. En 1980, les résultats des pulvérisations ont été les meilleurs obtenus en douze années de traitement (Carrow et al., 1980). Certains blocs ont été traités à deux reprises, d'autres une seule fois. Tous les produits utilisés et les traitements effectués ont donné une protection satisfaisante, mais les meilleurs résultats pour le sapin baumier ont été obtenus après une application répétée: soit deux traitements au B.t., soit une application d'aminocarbe suivie d'une autre de B.t.

L'efficacité des trois autres insecticides, l'acéphate (Orthene 97 SP[MD]), le diméthoate (Cygon 4E[MD]) et la perméthrine, a été examinée (pour des taux d'application de 560 à 1 120, 560 et 17,5 g/ha IA, respectivement). Le diméthoate semble totalement inefficace pour la protection du feuillage ou la lutte contre les populations de la tordeuse. L'acéphate a donné de meilleurs résultats. Quant à la perméthrine, les applications ont donné des résultats jugés insatisfaisants dans l'ensemble. Au cours d'autres essais, on a signalé qu'une application unique massive de préparation d'aminocarbe (86 g d'IA dans 4,7 L de préparation par hectare) donnait des résultats à tout le moins aussi bons qu'une application double de la même préparation à moindre dosage (86 g d'IA dans 1,4 L par hectare). On a fait l'essai d'une nouvelle préparation de B.t., le Dipel 88[MD], qu'on a comparé à un des produits utilisés dans le programme opérationnel (Thuricide 16B[MD]); aucun des deux produits ne semblait fournir une bonne protection du feuillage. On a toutefois obtenu une bonne protection du feuillage lors de pulvérisations expérimentales utilisant le virus NPV de la tordeuse des bourgeons de l'épinette.

On a également étudié l'incidence de l'aminocarbe sur la faune aquatique non visé, ainsi que la dérive de cet insecticide à grande distance. Les observations sur la dérive ont révélé que le spectre de fines gouttelettes des pulvérisations pouvaient demeurer suspendues dans l'atmosphère jusqu'à dix jours et qu'elles disparaissaient généralement par photo-oxydation. Les concentrations d'aminocarbe détectées dans l'atmosphère dans le cadre de ce programme n'ont pas été jugées dangereuses pour la santé humaine.

La superficie infestée par la tordeuse a diminué, passant de 18,85 millions d'hectares en 1980 à 18,2 millions d'hectares en 1981, avec un déclin semblable prévu en 1982. Toutefois, la mortalité des arbres due à la tordeuse est passée de 8,4 millions d'hectares en 1980 à 11,2 millions en 1981 (Applejohn et Howse, 1981). Au cours du programme de protection des plantations et des forêts de valeur effectué en 1981, le ministère des Ressources naturelles a traité quelque 10 200 hectares avec divers insecticides dont l'aminocarbe (3 200 ha à la dose de 86 g/ha IA), le Dipel 88[R] (3 100 ha à 24 MUI/ha), le Thuricide 16B[R] et 32B[R] (3 500 ha à 13-20 MUI/ha) ainsi que le virus NPV de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (100 ha). En 1981, le seul programme de surveillance écologique portait sur des prélèvements d'échantillons visant à déterminer la quantité de résidus d'aminocarbe subsistant un an après la pulvérisation. Les résultats n'ont pas encore été publiés.

Conclusions. Dans le cadre des opérations de lutte contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette au Nouveau-Brunswick, la distribution et le sort des insecticides, et plus particulièrement celles de leurs produits de décomposition, seront toujours difficiles à évaluer. Les effets nuisibles sur certains organismes (oiseaux chanteurs, invertébrés aquatiques et pollinisateurs) sont d'ores et déjà connus. Il est impossible de dire si ces effets ne font qu'indiquer d'autres effets plus répandus ou plus persistants, ou encore s'il ne s'agit là que d'effets transitoires sur des organismes particulièrement vulnérables aux insecticides pulvérisés. On ignore aussi dans quelle mesure les effets observés se traduiront par des effets à long terme sur les populations atteintes. Pour ce qui est du programme de pulvérisations à long terme du Nouveau-Brunswick, l'utilisation de l'aminocarbe par rapport à celle du fénitrothion semble offrir une plus grande marge de sécurité pour les oiseaux chanteurs, les organismes aquatiques et les pollinisateurs. Lors de l'évaluation des incidences des insecticides, on doit tenir compte de la toxicité de tous les éléments entrant dans la composition et la préparation de ces produits, et pas seulement de la toxicité de l'ingrédient actif. Un complément de recherches sur la dérive permettra sans doute d'accroître l'efficacité des pulvérisations et de réduire les risques pour les organismes non visés.

BIBLIOGRAPHIE

Ahern et Leclerc, 1981, "Étude comparative des effets du Matacil et du Fénitrothion sur les populations benthiques en eaux courantes". 2. Rapport final. Bio-Conseil Inc., 105, Côte de la Montagne, Suite 501, Québec (Québec) G1K 4E4.

Anonyme, 1980, "Forest insect and disease conditions in Newfoundland and Labrador". Service canadien des forêts, Centre de recherches forestières de Terre-Neuve, Woody Points, 10, pages 1-9.

Anonyme, 1981a, "Rapport préliminaire des expertises entomologiques menées contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette, Choristoneura fumiferana (Clem.), au Québec en 1981". Direction de la conservation, Ministère de l'Énergie et des Ressources.

Anonyme, 1981b, "Environmental monitoring reports from the 1980 Maine Cooperative Spruce Budworm Suppression Project". Maine Department of Conservation, Forest Service.

Anonyme, 1981c, "Forest insect diseases in Newfoundland and Labrador, 1981". Service canadien des forêts, Centre de recherches forestières de Terre-Neuve, Woody Points, 10, pages 1-8.

Anonyme, 1981d, "Report of the Royal Commission on Forest Protection and Management. Part 1. Report to the Government of Newfoundland and Labrador". (C.F. Poole, président). Government of Newfoundland and Labrador, St. John's.

Applejohn, M.J. et G.M. Howse, 1981, "Forest insects and disease conditions in Ontario". Service canadien des forêts, Centre de recherches forestières des Grands Lacs, Bulletin technique, été et automne 1981.

Auger, M., M. Chabot, M. Pelletier et C. Bordeleau, 1980, "Expertises entomologiques reliées aux pulvérisations aériennes contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette au Québec en 1980". Direction de la conservation, Ministère de l'Énergie et des Ressources.

Barringer, R.E., 1980, "Maine's spruce budworm policy: past, present, and future". Maine Forest Review 13, pages 18 et 19.

Carrow, J.R. et S.A. Nicholson, 1980, "Spruce budworm spraying in Ontario, 1980". Ontario Ministry of Natural Resources, Pest Control Report N° 10.

Dyer, R., J. Parkin-Clunie et J. Selser (éd.), 1980, "Spruce budworm in Maine. The 1980 Cooperative Spruce Budworm Suppression Project". Maine Department of Conservation, Forest Service.

Ernst, W., H. Hall, S. Hall, R. Matheson, J. Osborne et R. Wilson, 1981, "A review of environmental impacts associated with particular forestry practices in Eastern Canada". Document présenté à la Commission royale de Terre-Neuve et du Labrador sur la protection et la gestion des forêts. Service de la production de l'environnement, région de l'Atlantique. Environnement Canada. EPS-7-AR-81-1, 101 pages.

Gaboury, G., P.M. Marotte, R. Morin et M. Pelletier, 1981, "Pulvérisations aériennes d'insecticides contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette en 1981. Chapitre 2. Identification et évaluation des répercussions environnementales". Ministère de l'Énergie et des Ressources. Direction de la conservation, Service d'entomologie et de pathologie, 400 pages.

Kettela, E.G., 1980a, "A synopsis of results of budworm spraying in New Brunswick in 1980 and a forecast of infestations and hazard for 1981". Service canadien des forêts, Centre de recherches forestières des Maritimes, Note technique 18.

Kettela, E.G., 1980b, "Spruce budworm infestations in Nova Scotia in 1980 and a forecast for 1981". Service canadien des forêts, Centre de recherches forestières des Maritimes, Note technique 19.

Kettela, E.G., 1981a, "Overview of forest protection operations and spruce budworm surveys in New Brunswick, 1981". Service canadien des forêts, Centre de recherches forestières des Maritimes, Note technique 44.

Kettela, E.G. 1981b, "Spruce budworm infestations in Nova Scotia in 1981 and a forecast for 1982". Service canadien des forêts, Centre de recherches forestières des Maritimes, Note technique 38.

Lapierre, L.E., 1982, "The persistence of fenitrothion insecticide in red maple (Acer Rubrum L.) and white birch (Betula papyfrifera (Marsh.)) deer browse". J. Range Mgmt. 35, pages 65-67.

Magasi, L.P., 1982, "Forest pest conditions in the Maritimes in 1981". Service canadien des forêts, Centre de recherches forestières des Maritimes, Rapport d'information M-X-135.

Nova Scotia Department of Lands and Forests, 1980, "Report on the 1979 experiment with Thuricide 16B for foliage protection and reduction of population densities of spruce budworm larvae (Choristoneura fumiferan (Clemens, 1865)) (Lepidoptera: Tortricidae)". Rapport non publié.

Prebble, M.L. (éd.) 1975, "Aerial control of forest insects in Canada. A review of control projects employing chemical and biological insecticides". Ministère de l'Environnement du Canada, 329 pages.

Smith, T.D., 1980, "Technical note on the spraying of Bacillus thuringiensis kurstaki for the suppression of spruce budworm larvae (Choristoneura fumiferana (Clemens, 1865)) in selected areas of Nova Scotia, 1980". Rapport non publié, Nova Scotia, Department of Lands and Forests.

Smith, T.D., 1981, "Technical note on the spraying of Bacillus thuringiensis kurstaki for the suppression of spruce budworm larvae (Choristoneura fumiferana (Clemens, 1865)) in selected areas of Nova Scotia, 1981". Rapport non publié, Nova Scotia, Department of Lands and Forests.

Trial, H. Jr., 1981, "Preliminary results, Maine Spruce Budworm Suppression Project - 1981 and preliminary forecast for 1982". Rapport non publié.

Trial, H. Jr. et M.E. Devine, 1981, "Spruce budworm in Maine: Biological condition in 1980 and expected infestation conditions for 1981". Maine Department of Conservation, Forest Service, Entomology Division, Tech. Rep. N° 17.

U.S. Department of Agriculture, Forest Service, 1980, "Draft programmatic environmental impact statement. Proposed cooperative 5-year (1981-85) spruce budworm management program for Maine". Report USDA-FS-NA-81-01.

RECOMMANDATIONS

1. Le ministère de l'Environnement du Nouveau-Brunswick devrait affecter chaque année des crédits à la surveillance écologique afin d'aider la recherche et la surveillance des opérations de contrôle des insectes ravageurs de la forêt.

2. Le ministère de l'Environnement du Nouveau-Brunswick devrait réévaluer de façon régulière les critères qui sous-tendent l'établissement des zones tampons.

3. Les organismes de surveillance, de recherche et de réglementation devraient déployer davantage d'efforts pour expliquer au public l'importance et la signification de leurs travaux.

4. Les organismes de réglementation devraient admettre le besoin éventuel des programmes de pulvérisation aérienne utilisant des applications multiples d'un ou plusieurs insecticides, de façon à lutter la même année contre divers ravageurs forestiers dans une même zone; ces organismes devraient en outre établir des critères et des lignes directrices pour les cas de ce genre.

5. Si les pulvérisations de produits chimiques sur les forêts doivent se poursuivre pour protéger le feuillage des arbres contre la tordeuse, les organismes de réglementation devraient tenir compte du fait que les chercheurs d'EMOFICO considèrent que l'aminocarbe a moins d'effets sur l'environnement que le fénitrothion.

6. Si le fénitrothion doit encore être utilisé pour la lutte contre la tordeuse de bourgeons de l'épinette, les organismes de réglementation devraient tenir compte du fait que les chercheurs d'EMOFICO considèrent que deux applications de fénitrothion à la dose de 210 g/ha IA, à au moins quatre jours d'intervalle sont moins dangereuses, écologiquement parlant, qu'une seule application de ce même produit à la dose de 280 g/ha IA.

7. * Les organismes de recherche et de surveillance devraient entreprendre ou poursuivre des travaux sur les sujets suivants:

7. (a) les effets à long terme des pulvérisations sur les pollinisateurs et leur importance à l'intégrité écologique des forêts;

(b) les effets à long terme sur les arthropodes, en ce qui a trait notamment à la concurrence végétale;

(c) les incidences des pulvérisations sur les arthropodes terrestres essentiels au recyclage des éléments nutritifs;

(d) les effets de la brève mais brusque diminution du nombre d'insectes sur les oiseaux insectivores;

(e) l'incidence des dommages causés par la tordeuse à l'habitat des vertébrés; et

(f) l'étude des publications portant sur les implications écologiques de l'utilisation du Bacillus thuringiensis

8. * Les organismes de recherche et de surveillance devraient intensifier leurs travaux sur les sujets suivants:

(a) comment déterminer plus facilement et à moindres frais les concentrations d'insecticides dans les habitats naturels;

(b) le sort et la persistance des ingrédients actifs des pesticides, des adjuvants de pulvérisation et de leurs produits de décomposition dans les divers éléments écologiques;

(c) les effets toxicologiques aigus et chroniques des ingrédients actifs des pesticides, des adjuvants de pulvérisation et des produits de dégradation sur les espèces indigènes sensibles; on devrait notamment étudier les interactions possibles entre les éléments entrant dans les diverses préparations;

(d) les modifications à long terme chez les populations servant d'indicateurs écologiques; et

8. (e) la contamination des cours d'eau par les insecticides et les effets sur les chaînes alimentaires qui pourraient affecter la croissance et l'abondance des poissons.

9. * Les organismes de recherche et de surveillance devraient poursuivre leurs travaux sur les sujets suivants:

   (a) les méthodologies de surveillance;

   (b) le phénomène de la dérive des insecticides pulvérisés;

   (c) les effets à long terme des insecticides sur les processus écologiques comme la régulation biologique des insectes ravageurs forestiers par les parasites, les insectes prédateurs et les araignées;

   (d) les voies de cheminement de la toxicité due aux insecticides chez les oiseaux;

   (e) la toxicité directe des insecticides chez les tous jeunes poissons; et

   (f) la surveillance de la contamination chez les mollusques et les crustacés.

* l'énumération ne tient pas compte de l'ordre de priorité des sujets.

LE RÔLE ET LA STRUCTURE DU COMITÉ EMOFICO

Le Comité de surveillance écologique de la lutte contre les insectes ravageurs des forêts (EMOFICO - sigle retenu de l'anglais) étudie les activités de surveillance ayant trait aux pulvérisations effectuées dans la province en vue de lutter contre les insectes nuisibles des forêts, et fait rapport sur ces activités. Il présente aussi des recommandations à ses membres ainsi qu'à divers organismes.

Dans le présent rapport, la surveillance écologique s'entend aussi des travaux de recherche, y compris les méthodologies d'évaluation et les activités de réglementation. Il convient de noter que le rôle du comité n'englobe pas l'évaluation directe des dangers pour la santé des êtres humains ni de l'efficacité des pulvérisations.

Le Comité EMOFICO est une association sans but lucratif formée d'environ soixante-dix chercheurs, cadres et gestionnaires travaillant pour des organismes fédéraux, provinciaux, universitaires et privés. Il fonctionne à titre de comité et indépendamment des organismes que représentent ses membres. Les affiliations de ceux-ci sont données à la page

Au nombre des comités de l'extérieur du Nouveau-Brunswick ayant une mission analogue à celle du comité EMOFICO, citons le Comité de surveillance écologique des pulvérisations aériennes du Québec, l'Environmental Monitoring Committee (Comité de surveillance écologique) du ministère de l'Environnement de Terre-Neuve, et l'Environmental Monitoring Committee for Spruce Budworm Spraying (Comité de surveillance écologique des arrosages contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette), au Maine.

Les chercheurs environnementaux du Nouveau-Brunswick prêtent leur concours aux organismes suivants, qui s'intéressent eux aussi à la surveillance écologique des pulvérisations contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette:

Le Nouveau-Brunswick Task Force on Long Distance Drift of Forest Insecticides (Groupe d'étude sur la dérive aérienne sur de longues distances des insecticides forestiers du Nouveau-Brunswick).

Il s'agit d'un groupe interdisciplinaire formé en 1978 par le ministère des Ressources naturelles et celui de la Santé du Nouveau-Brunswick avec pour mandat d'étudier les données sur les dérivés d'insecticides. À l'heure actuelle, ce groupe travaille à la mise au point de modèles de dérive et à la préparation d'une publication qui portera sur la dérive des insecticides.

CANUSA

CANUSA (Programme Canada-États-Unis sur la tordeuse des bourgeons de l'épinette) est un programme international mis sur pied en 1977 en vertu d'une entente de six ans signée par le Canada et les États-Unis. À la tête de CANUSA se trouvent le chef du USDA Forest Service et le sous-ministre adjoint du Service canadien des forêts, d'Environnement Canada. Ses objectifs consistent à élaborer et à évaluer des stratégies économiques et acceptables du point de vue environnemental en vue de lutter contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette de l'est (Choristoneura fumiferana (Clemens)) et contre la tordeuse occidentale des bourgeons de l'épinette (Choristoneura occidentalis (Freeman)), ainsi qu'à aménager les forêts susceptibles à ces insectes.

CONSEIL DE L'EST SUR LA TORDEUSE DES BOURGEONS DE L'ÉPINETTE, COMITÉ ENVIRONNEMENTAL

Le Conseil de l'est sur la tordeuse des bourgeons de l'épinette est constitué par un groupement de sous-ministres responsables des ressources forestières de l'est de l'Amérique du Nord. Ses fonctions consistent à cerner les problèmes et à coordonner les travaux de recherche liés aux infestations de la tordeuse des bourgeons de l'épinette et aux pratiques d'aménagement forestier utilisées pour lutter contre ces infestations. Le Comité environnemental fait des recommandations au Conseil général, en plus de travailler à la normalisation et à la documentation des méthodologies sur la surveillance écologique.

COLLOQUE ANNUEL SUR LA LUTTE CONTRE LES ORGANISMES FORESTIERS NUISIBLES

Le Colloque sur la lutte contre les organismes forestiers nuisibles est une réunion nationale d'exploitants forestiers, de spécialistes et d'administrateurs participant à la surveillance écologique des programmes de

lutte contre les organismes nuisibles. Ce colloque est organisé tous les ans, depuis 1973, par le Service canadien des forêts d'Environnement Canada. Le prédécesseur de ce colloque était un groupe appelé Interdepartmental Committee on Forest Spraying Operations (ICFSO) (Comité interministériel sur les pulvérisations aériennes des forêts).

HISTORIQUE DU COMITÉ EMOFICO

1950 - années 60	- La surveillance écologique n'est pas encore pratiquée avec une vision globale du phénomène. Elle est sporadique et a besoin de coordination.
1970	- Formation du Pesticide Ecology Research Group (PERG) (Groupe d'étude écologique sur les pesticides), organisme non officiel composé de chercheurs travaillant dans les provinces maritimes.
1976	- Environnement Canada officialise le comité régional EMOFICO pour remplacer le PERG.
1978	- Environnement Canada renonce au contrôle du comité EMOFICO en faveur de la province du Nouveau-Brunswick, pour satisfaire au besoin d'un accent porté plus sur l'aspect provincial que régional.
	- L'administration du comité EMOFICO devient brièvement la responsabilité du ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick et de Forest Protection Ltd.
1978-1980	- L'administration du comité EMOFICO est la responsabilité de l'Université du Nouveau-Brunswick.
Avril 1980	- Cette responsabilité est transmise au ministère de l'Environnement du Nouveau-Brunswick.

LES OBJECTIFS DU COMITÉ EMOFICO

Le comité EMOFICO sert de symposium aux divers spécialistes désirant communiquer leurs découvertes et leur évaluation des risques à leurs collègues, aux organismes de gestion et au grand public. Il n'a pas pour rôle de porter des jugements subjectifs ou politiques sur l'aspect sécuritaire des insecticides. Le comité EMOFICO vise à faire rapport impartialement sur les résultats et les conclusions tirés des activités de surveillance écologique et

à interpréter scientifiquement ces résultats. C'est aux gouvernements fédéral et provinciaux qu'il incombe de prendre les décisions sur les politiques relatives à la santé et à la sécurité environnementale, en tenant compte des renseignements fournis par diverses sources, notamment le comité EMOFICO.

Les buts visés par la surveillance écologique en ce qui a trait à l'arrosage d'insecticides forestiers sont:

(1) mesurer, dans la forêt et les écosystèmes aquatiques et autres, l'impact biologique des insecticides forestiers sur les vertébrés et invertébrés non visés, ainsi que sur les processus écologiques; et

(2) évaluer, dans l'environnement, la distribution, la persistance, la dégradation et la toxicité des diverses préparations d'insecticides, de leurs composants et de leurs produits de dégradation, et élaborer des méthodes précises de détection, d'identification et de quantification.

Ces buts ont été fixés en réponse aux appréhensions du public et des gestionnaires qui souhaitaient que les effets secondaires de l'arrosage d'insecticides soient identifiés et évalués, que les relations environnementales naturelles ne soient pas perturbées outre mesure et que le cheminement des insecticides dans l'environnement soit tracé. En raison de la complexité des systèmes naturels et du fait qu'on ne les comprend pas très bien, les chercheurs doivent souvent se limiter à faire des déductions d'après les résultats de leurs échantillonnages ou à prévoir, en se basant sur des modèles ou des tendances, les répercussions écologiques possibles.

Les attributions du comité EMOFICO:

(1) encourager l'échange de renseignements sur la surveillance écologique et la coordination des activités de surveillance portant sur les pulvérisations de pesticides forestiers au Nouveau-Brunswick;

(2) fournir aux organismes gouvernementaux et aux responsables des pulvérisations, des renseignements techniques et des recommandations sur la sécurité, pour l'environnement, de ces opérations;

(3) étudier la pertinence des connaissances sur les conséquences écologiques de l'arrosage des forêts, repérer les lacunes et recommander des marches à suivre appropriées en matière de surveillance et de recherches; et

(4) présenter des rapports publics établissant les répercussions à court et à long terme, sur l'environnement, des opérations d'arrosage et résumant les activités de surveillance.

Plusieurs conditions nécessaires à la réalisation des objectifs du comité EMOFICO et des chercheurs individuels sont présentées ci-dessous sous forme d'objectifs à atteindre.

(a) Étant donné les problèmes sociaux, économiques et écologiques pressants que soulèvent les insectes ravageurs des forêts et la façon d'y remédier, il importe que le gouvernement fédéral consacre suffisamment de fonds, surtout par l'entremise d'Environnement Canada et de Pêches et Océans Canada, aux recherches écologiques se rattachant à l'utilisation de techniques chimiques et biologiques destinées à lutter contre les insectes nuisibles des forêts.

(b) Les organismes fédéraux, provinciaux et privés participant aux recherches et à la surveillance des opérations de lutte contre les insectes forestiers devraient définir leurs rôles plus précisément et les coordonner davantage.

(c) Il ne faudrait pas que le bassin national d'experts et de chercheurs en surveillance diminue au chapitre de ses membres.

(d) La surveillance écologique s'avère plus efficace lorsque les travaux de pulvérisation opérationnels sont maintenus à leur forme la plus simple et qu'une certaine distance est conservée entre les superficies traitées avec des produits de formules différentes.

(e) La consultation précoce entre les personnes mettant à l'essai les nouvelles techniques ou les nouveaux programmes de pulvérisation et celles qui sont responsables de la surveillance écologique, est importante afin

de pouvoir mettre au point de meilleures méthodes expérimentales pour mener des études sur l'efficacité des pulvérisations et leurs incidences sur les organismes non visés.

COÛTS ET FINANCEMENT DE LA SURVEILLANCE

Le comité EMOFICO ne dispose d'aucun budget et ne finance ni ne réalise aucune étude écologique. Les organismes qui le composent, cependant, allouent des fonds selon leur bon vouloir, suivant leurs propres priorités et responsabilités. Les chercheurs travaillent indépendamment et ne sont pas responsables devant le Comité. Ils négocient leurs propres contrats et subventions et signalent en premier lieu leurs découvertes aux divers organismes qui financent leurs recherches. Les recherches sur lesquelles il est fait rapport représentent les domaines d'intérêt des chercheurs individuels et des organismes qui les appuient.

Le financement de la surveillance écologique au Nouveau-Brunswick provient, depuis son origine, d'un certain nombre de sources comme le Conseil national de recherches, Agriculture Canada, Environnement Canada, certaines universités, le ministère de l'Environnement du Nouveau-Brunswick, Forest Protection Ltd., le ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick, CANUSA, Pêches et Océans Canada, ainsi qu'Approvisionnements et Services Canada.

INTRODUCTION À L'ÉCOLOGIE DES INSECTICIDES

par

I.W. Varty

Centre de recherches forestières des Maritimes

Service canadien des forêts

Environnement Canada

Pour évaluer les effets écologiques des insecticides, il faut choisir au préalable des insecticides prometteurs sur le terrain, mesurer leurs effets toxiques directs, retracer leurs effets toxiques indirects, détecter les contaminants et en déterminer les propriétés toxiques.

Les dangers possibles associés à l'utilisation des insecticides sont identifiés dans le cadre des processus d'homologation qui ont lieu un peu partout dans le monde. Les données sur les insecticides sont fournies par les industries chimiques, de sorte que les organismes de réglementation dans le monde peuvent juger de l'innocuité ou de la nocivité de divers insecticides en vue de leur utilisation dans un programme national de pulvérisation. Les critères d'homologation d'Agriculture Canada sont fondés sur les études scientifiques suivantes: (a) la toxicité de l'ingrédient actif sur des mammifères de laboratoire, à partir de quoi on peut inférer les effets sur l'homme; (b) la toxicité du produit pour les autres animaux vertébrés et invertébrés (études réalisées sur plusieurs animaux élevés en laboratoire, tels le poulet, le canard, l'abeille domestique, la truite arc-en-ciel, le ver de terre), ces animaux servant alors d'indicateurs des réponses de la faune sauvage des écosystèmes naturels ou modifiés; (c) la dynamique, la persistance et la décomposition des insecticides dans l'air, le sol, l'eau, la faune et la flore.

La R et D fondamentale sur les insecticides prometteurs coûte généralement aux fabricants des millions de dollars pour chaque produit commercialisable, et elle produit habituellement des tonnes de documents de recherche rédigés afin d'approfondir le sujet. Ces documents sont publiés ou restent confidentiels, ce qui reflète souvent l'incompatibilité des exigences de la critique scientifique, d'une part, et de la protection des brevets, de l'autre.

Toutes ces données toxicologiques sur la susceptibilité déterminée en laboratoire ne sont en définitive que des indications sur la vulnérabilité écologique. C'est seulement sur le terrain qu'on peut véritablement juger les différentes préparations d'insecticides et leur nocivité, car c'est le seul milieu où l'on puisse réellement identifier l'ensemble des variables écologiques. Parmi ces variables, mentionnons les écosystèmes visés et non visés, les conditions météorologiques pendant et après la pulvérisation, les dispositifs de pulvérisation, les préparations, la dérive, les mauvaises applications et les accidents.

La contamination de l'environnement est une conséquence inévitable de la pulvérisation d'insecticides. La concentration, la persistance et la mobilité des dépôts pulvérisés dans l'environnement sont régies par des phénomènes d'ordre physique, chimique et biologique; ces variables dépendent aussi de la stabilité intrinsèque et des propriétés des produits chimiques employés. Le fénitrothion et l'aminocarbe, insecticides utilisés au Nouveau-Brunswick, sont généralement considérés comme non persistants. Ils se dégradent rapidement dans l'air et l'eau sous l'effet de la lumière solaire et par d'autres processus chimiques; ils sont métabolisés par les enzymes des animaux et des végétaux, ainsi que par l'activité microbienne dans le sol et l'eau. Ces produits sont ensuite redistribués par volatilisation, lessivage ou dispersion dans l'air et l'eau. Cependant, la stabilité de quelque insecticide que ce soit varie beaucoup selon les substrats - de quelques minutes à plusieurs mois - et les propriétés toxiques ainsi que la persistance de certains produits de décomposition ne sont pas toujours bien connues.

La contamination n'est en définitive qu'une mesure de l'exposition de l'environnement à un produit; elle n'est pas une mesure de la toxicité de ce produit. Plus importants encore sont les effets biologiques dans les habitats contaminés. La séquence temporelle de ces effets peut être décomposée en effets immédiats, à court terme et à long terme, comme le définit Varty (1978):

Effets immédiats: comprennent la mortalité et les réponses sublétales des animaux au cours de la persistance des résidus en concentrations suffisantes, au point de vue biologique; cette période dure habituellement de plusieurs heures à plusieurs jours, rarement plusieurs mois, pour un habitat donné. La

toxicité pour les animaux est régie par deux facteurs, la susceptibilité, c'est-à-dire la réaction aux insecticides (à diverses concentrations) propre à une espèce à ses différents stades de croissance et états physiologiques, ainsi que la vulnérabilité, c'est-à-dire le risque d'exposition aux résidus ou aux aérosols, risques associés au comportement saisonnier et diurne des animaux.

Effets à court terme: comprennent les réponses des populations animales et les interactions entre populations dans un habitat donné, à partir de la journée où les insecticides ont été pulvérisés jusqu'au début de l'hiver ou à un autre moment terminant un cycle annuel.

Effets à long terme: comprennent l'influence des effets immédiats et à court terme sur le cours des populations au cours des ans, notamment lorsque les pulvérisations sont pratiquées de façon régulière ou intermittente sur un peuplement donné. La pulvérisation annuelle d'insecticides, en modifiant la dynamique saisonnière des espèces susceptibles, pourrait établir de nouveaux critères d'abondance des espèces et des fonctions communautaires. Ces modifications peuvent représenter des avantages ou des désavantages d'un point de vue socio-économique.

Les effets toxiques directs sont habituellement "immédiats" et "aigus" (effets virulents et très rapides), mais ils peuvent parfois aussi être "chroniques" (à effet retardé et plus subtil). La toxicité aiguë est quantifiée dans les études de laboratoire en établissant la DL 50 pour les oiseaux, les mammifères et les arthropodes terrestres, ou la CL 50 pour les poissons et les invertébrés aquatiques. La DL 50 et la CL 50 indiquent, respectivement, la dose létale (par ingestion, contact ou inhalation) ou la concentration létale (dans l'eau) à laquelle 50 % d'une population expérimentale donnée succombe en-deçà d'une période donnée (habituellement 24 ou 48 heures). Il s'agit d'une simple relation causale dans laquelle les variables expérimentales sont uniformes et mesurées.

Dans les études sur le terrain, qu'il s'agisse de pulvérisations expérimentales ou opérationnelles, le taux de mortalité animale est généralement exprimé en pourcentage de la densité animale juste avant la pulvérisation. Dans le cas de la tordeuse des bourgeons de l'épinette, dont la

densité juste avant la pulvérisation est difficile à mesurer, le taux de mortalité est calculé à l'aide d'une formule simple qui tient compte du déclin de la population normale, entre le second stade larvaire (aiguilles minées par les larves) et le stade nymphal. Dans les études sur le terrain, il est difficile de définir de simples relations de cause à effet, car les paramètres écologiques contribuant à la vulnérabilité d'un organisme témoin sont habituellement complexes et varient dans le temps et dans l'espace.

Les effets chroniques à court terme sont généralement sublétaux et se manifestent sous forme de comportements anormaux. Des effets chroniques ont été associés à l'exposition prolongée à certains insecticides organochlorés persistants comme le DDT et le lindane. Ces effets ont été rattachés à d'inhibition de la croissance des animaux, à la reproduction irrégulière et au ralentissement des réponses face aux prédateurs. L'utilisation d'aminocarbe ou de fénitrothion n'a pas semblé produire de tels effets chroniques chez les animaux en liberté.

Les effets toxiques indirects, à court terme et à long terme, peuvent se manifester de diverses façons. Les concentrations non létales et ambiantes d'insecticide peuvent être concentrées chez un organisme résistant, et être ensuite transmises dans la chaîne alimentaire jusqu'aux prédateurs. Une telle amplification biologique des concentrations est caractéristique des organochlorés persistants, mais il est plutôt l'exception pour les organophosporés et les carbamates. Un autre cours des effets indirects est la rupture des liens de régulation biologique, comme lorsque le prédateur ou le parasite est plus susceptible à l'insecticide que ne l'est l'insecte visé, ou que le taux de récupération des prédateurs ou des parasites est plus faible que celui des insectes visés. Il s'ensuit la résurgence des insectes visés ou la promotion d'un insecte nuisible mineur à un rang plus important. Un troisième cours des effets indirects est la réduction des ressources (insectes) pour la subsistance des oiseaux ou des poissons. Lorsque les pulvérisations nuisent aux processus clés d'un écosystème, l'intégrité de la communauté animale peut être bouleversée pendant des mois, voire des années.

Dans un écosystème exposé aux pesticides, les animaux qui y vivent peuvent être groupés en trois catégories, selon l'intérêt qu'ils représentent pour l'homme.

Animaux ressources - Il s'agit d'animaux (gibier, oiseaux chanteurs, poissons de pêche sportive, animaux à fourrure, abeilles domestiques) prisés pour des raisons particulières (alimentation, vêtements, loisirs, patrimoine, esthétique).

Animaux intermédiaires - Ces animaux (musaraignes, grenouilles, coccinelles, éphémères vulgaires et des milliers d'autres espèces et groupes moins familiers) jouent un rôle important dans les nombreux processus biologiques (transfert d'énergie, compétition végétale, régulation biologique, transformation des bioéléments) qui, en définitive, déterminent la stabilité et la productivité utilisable d'un écosystème. Pour les forêts et les ruisseaux, il est préférable que les espèces intermédiaires d'un habitat donné soient présentes dans les proportions appropriées au cours des différentes saisons. On estime que les pratiques de gestion forestières, tel le recours à la pulvérisation d'insecticides, ne devraient pas soumettre cet équilibre naturel à des pressions indues.

Animaux nuisibles - Il s'agit des animaux ressources ou des animaux intermédiaires dont le nombre devient excessif par rapport aux ressources que l'homme exploite et dont il a besoin. La lutte chimique contre les animaux nuisibles vise rarement leur éradication totale, car celle-ci est irréalisable, sauf dans des conditions spéciales (serres, etc.). Il s'agit plutôt de ramener les populations nuisibles à un niveau qui assurera que le seuil acceptable de dommage aux ressources ne sera pas dépassé. Toutes les classes d'animaux (ressources, intermédiaires et nuisibles) font partie du processus écologique, mais cette classification sert à identifier l'incidence de chaque groupe sur l'exploitation des ressources naturelles par l'homme.

Les effets toxiques, directs comme indirects, sur une population d'une ou plusieurs espèces peuvent être considérés comme dommageables pour l'environnement lorsqu'ils produisent une réduction à court ou à long terme de la valeur des ressources, un dérèglement tenace des processus de production dans l'écosystème ou encore une perte de la diversité génétique aux conséquences indéterminables. Les effets immédiats observés après les pulvérisations - généralement la mortalité d'insectes - n'indiquent pas nécessairement que l'intégrité fonctionnelle de la faune ait été soumise à un stress important. Bon nombre d'espèces animales, vertébrées ou invertébrées, ont un potentiel de reproduction et une mobilité territoriale tels qu'elles

peuvent repeupler intégralement leur habitat quelques semaines ou quelques mois à peine après l'incidence des pulvérisations. D'autres espèces nécessiteront une ou plusieurs années pour rétablir leur niveau de population. Les dommages écologiques dépendent donc de l'intensité du choc initial et de l'intervalle requis pour le rétablissement des populations. Toutefois, comme les scientifiques ignorent à peu près tout de la dynamique saisonnière et annuelle de la plupart des espèces animales et des communautés fauniques, il est difficile d'établir de manière concluante des relations causales entre l'incidence des insecticides et les phénomènes à court et à long terme (au niveau des processus ou des populations). La dynamique des populations des animaux ressources et intermédiaires est aussi soumise à de nombreux autres stress naturels parfois très intenses comme les conditions météorologiques, le changement d'habitat, les migrations, l'approvisionnement en nourriture et les épizooties pathologiques. Les chercheurs dignes de ce nom répugnent à tirer des conclusions hâtives qui dépassent la simple formulation d'hypothèses, notamment lorsqu'ils ne mesurent qu'un seul paramètre dans un système dont la dynamique en comporte beaucoup. En outre, des effets écologiques évidents ne sont pas obligatoirement dommageables pour l'environnement.

D'après les publications sur les pulvérisations forestières (Prebble, 1975), les effets écologiques observés à la suite des pratiques actuelles de pulvérisations d'insecticides dans l'est du Canada sont généralement de courte durée et facilement résorbés par la dynamique de l'écosystème. Les doses d'insecticides utilisées sont faibles, leur fréquence d'utilisation est réduite et les populations jouissent de longs intervalles entre les pulvérisations pour récupérer, que ce soit par migration ou par reproduction sur place. La tordeuse des bourgeons d'épinette, principalement visée par les programmes de pulvérisation, est un exemple parfait de la faculté qu'ont les insectes de récupérer rapidement, même après une réduction considérable du nombre de tordeuses à l'état immature. Au cours des années 70, on a noté très peu de bouleversements écologiques et de dommages environnementaux avérés, même si des dizaines de millions d'hectares ont été traités depuis 1969. Au dossier de la surveillance écologique pour la dernière décennie, on note principalement l'absence d'effets significatifs pour la faune vertébrée et peu d'effets à long terme pour la faune invertébrée. La plupart des organismes de surveillance écologique estiment que les risques associés aux programmes actuels de protection des forêts sont faibles.

La prudence scientifique n'est pas tant fondée sur les phénomènes observés que sur la capacité du processus même de surveillance. Les doutes et les questions subsistent. Est-il possible, vu les sommes et les compétences engagées dans la lutte contre les insectes nuisibles, de détecter la variabilité des phénomènes biologiques dans le cadre d'un programme provincial de pulvérisation qui a couvert 3,8 millions d'hectares en 1976 ou même 1,5 million en 1978? Peut-on suivre d'assez près des douzaines d'écosystèmes soumis aux insecticides ou encore un grand nombre d'habitats fauniques? Et aussi, peut-on évaluer efficacement les populations de nombreuses espèces d'animaux vertébrés ou de milliers d'espèces d'invertébrés? Les biologistes possèdent-ils suffisamment de données sur les processus chimiques et écologiques pour pouvoir repérer les dysfonctions? En gros, on doit répondre non à toutes ces questions - les organismes de surveillance ne peuvent jouer entièrement tous ces rôles. Ils avouent que les études et les échantillonnages sont trop restreints, qu'ils manquent de compétence dans certaines sous-disciplines, que les méthodes éprouvées font défaut, tout comme les crédits d'ailleurs. En outre, il y a d'un côté un manque de données sur les populations des espèces et, à l'autre extrême, un contrôle insuffisant des paramètres expérimentaux et opérationnels. La surveillance écologique est une discipline nouvelle et il n'existe pas de fonds de connaissances international dans lequel on pourrait puiser. De plus, les incertitudes biologiques sont inhérentes au problème, et elles ne sauraient être éliminées par un apport supplémentaire de temps, de main-d'oeuvre ou d'argent (Holling, 1977). Ainsi, pulvériser des insecticides potentiellement dangereux dans l'environnement revient, même si les doses sont faibles et la persistance de courte durée, à prendre des risques dont on ne peut prévoir ou évaluer les effets avec précision. Une telle attitude n'est certes pas uniquement l'apanage des gestionnaires forestiers; elle est en fait le propre de l'humanité.

La surveillance écologique des opérations de pulvérisation est basée sur la seule quantification de l'abondance des animaux, de la concentration et de la distribution des produits chimiques. On compare les valeurs avant et après la pulvérisation dans un même bloc. En outre, on compare simultanément des parcelles traitées et des parcelles non traitées. La surveillance a recours à des répertoriages périodiques effectués à partir d'une capacité d'échantillonnage sérieusement restreinte. Pour des raisons d'économie

d'efforts, les organismes de surveillance choisissent les espèces les plus faciles à inventorier et aussi les habitats les plus exposés à la contamination; ceux-ci servent alors d'indicateurs de seuil pour tous les autres habitats.

Les pratiques de surveillance sont, dans une large mesure, intuitives et procèdent par tâtonnement; on commence seulement à mettre au point des expériences destinées à identifier les relations de cause à effet et à modéliser des écosystèmes, mais ces travaux sont principalement de nature descriptive et ils ne permettent pas encore d'établir vraiment des prédictions (CNRC, 1977; Varty, 1977). Cette situation est un peu à l'image de la macroécologie - il doit y avoir eu dommages pour qu'on puisse déceler un dérèglement des processus. Les chercheurs scientifiques savent ce dont ils ont besoin pour évaluer les effets des insecticides. Les principaux éléments d'une telle évaluation sont les modèles systémiques intégrés et la dynamique des populations animales, la connaissance des voies toxiques et des réservoirs à contaminants, des données sur les liens entre processus biologiques et chimiques et une compréhension des changements éphémères et de l'élasticité de l'écosystème. En ce qui concerne les modes de pulvérisations au-dessus des forêts, les dommages ou les risques potentiels n'ont pas semblé suffisamment importants pour contraindre les scientifiques à mettre au point plus rapidement des méthodes de prédiction, ou même en comprendre les limites.

De plus, au niveau de la gestion des ressources les divers paliers gouvernementaux canadiens éprouvent de la difficulté à formuler des politiques et des objectifs en matière forestière, vu les données incomplètes et l'incertitude des besoins industriels et sociaux futurs. On peut dire, sans risque de se tromper, qu'aucune province n'a de politique visant à optimaliser la productivité des forêts à usage multiple qui se fonde sur une compréhension scientifique de la dynamique des habitats. Ces observations n'ont pas pour but de critiquer la gestion actuelle des forêts ou de préconiser un quelconque dirigisme scientifique, mais visent uniquement à souligner que la surveillance fait partie de la gestion des ressources, et que nous avons encore beaucoup à faire au chapitre de la conservation des ressources et de leur rendement soutenu.

Le problème premier consiste à définir les termes "effets nocifs" ou "dommages à l'environnement". Personnellement, je suis d'avis que le niveau actuel de nos connaissances en écologie des pesticides permet rarement aux

scientifiques de percevoir les dommages réels causés aux ressources ou aux processus forestiers et environnementaux connexes. Les écologistes posent souvent comme prémisse que ce qui est naturel est le plus efficace (lorsqu'il s'agit de conversion d'énergie et de production de biomasse). Mais ce que la nature fait de mieux ne correspond pas nécessairement à notre meilleur intérêt à court ou à long terme. Prenons un exemple hypothétique. Supposons qu'un kilomètre de ruisseau renferme quelque 500 jeunes truites de l'année, soit la capacité maximale admissible par cet habitat. Il est raisonnable de supposer qu'un plus petit nombre de truites, disons 100 au km, permettrait, compte tenu de la chaîne alimentaire, une croissance plus rapide d'un plus grand nombre de truites de 25 cm (la cible des pêcheurs sportifs), en un temps donné et avec un rendement soutenu. Dans ces circonstances, le dépeuplement sélectif des jeunes poissons - par quelque mesure que ce soit - peut constituer une technique de gestion appropriée. De telles pratiques de dépeuplement sont courantes dans toutes sortes de cultures. Même si cet exemple est fictif, il montre néanmoins que la mortalité d'organismes ressources causée par les insecticides ne peut être automatiquement considérée comme négative, puisque les biologistes et les gestionnaires ont beaucoup de difficulté à évaluer la capacité maximale d'un habitat, ou encore à déterminer la densité optimale qui incorporerait les objectifs de gestion et de productivité de l'habitat.

Les problèmes reliés à la surveillance écologique des programmes de pulvérisation ne sont qu'un aspect du problème beaucoup plus vaste qu'est la gestion des ressources forestières et aquatiques. Le Nouveau-Brunswick a dû, face au problème persistant de la tordeuse, acquérir de nouvelles compétences scientifiques et une plus grande souplesse de gestion; cette province se trouve ainsi, à certains égards, à la fine pointe de la gestion des ressources forestières et de l'écologie des insecticides.

BIBLIOGRAPHIE

Holling, C.S. (éd.), 1978, "Adaptive environmental assessment and management", John Wiley and Sons, Angleterre, 377 pages.

Conseil national de recherches du Canada, 1977, Bilan, rapport du comité (président: P.D. McTaggart-Cowan), pages 573-591 dans "Fénitrothion: les effets à long terme de son utilisation dans les écosystèmes forestiers", avril 1977, CNRC, N° 16703.

Prebble, M.L. (éd.), 1975, "Aerial control of forest insects in Canada", publication d'Information Canada N° FO 23/19/1975, 329 pages.

Varty, I.W., 1977, "Credibility of NRCC "Current Status" Report 1977 on fenitrothion", Service canadien des forêts, rapport d'information N° M-X-79, 14 pages.

Varty, I.W. (éd.), 1978, "1977 - Surveillance écologique des pulvérisations aériennes d'insecticides contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette au Nouveau-Brunswick", Service canadien des forêts, rapport d'information N° M-X-87, 23 pages.

APERÇU DES RÉSULTATS DU PROGRAMME DE PULVÉRISATION CONTRE LA TORDEUSE DES BOURGEONS DE L'ÉPINETTE AU NOUVEAU-BRUNSWICK EN 1980

par
E.G. Ketella
Centre de recherches forestières des Maritimes
Service canadien des forêts
Environnement Canada

Les conditions météorologiques ont été le facteur prédominant ayant affecté le programme de pulvérisation en 1980. Au cours des deux dernières années, des conditions météorologiques inhabituelles ont prévalu avant et pendant les opérations de pulvérisation. En 1980, le mois d'avril fut extrêmement chaud, ce qui a entraîné la croissance rapide des arbres et une émergence précoce des larves de la tordeuse. Toutefois, la température a chuté par la suite et les mois de mai et de juin furent sans contredit très frais. Ce temps frais a ralenti la croissance des larves mais a accentué celle des pousses de sapins et d'épinettes, exposant ainsi davantage les larves et intensifiant les effets des insecticides. À la différence de l'année 1979, les zones phénologiques du Nouveau-Brunswick sont demeurées intactes en 1980, ce qui a facilité une exécution sans heurt du programme de pulvérisation, ainsi que l'application de deux doses d'insecticides sur la majeure partie de la superficie traitée (voir la Figure 1).

Superficie traitée

En 1980, les opérations de pulvérisation effectuées par la firme Forest Protection Limited (FPL), ont couvert quelque 1 614 000 ha. Deux types d'insecticides et trois types d'avions ont été employés à cette fin (voir le Tableau 1). La partie la plus importante (1 317 000 ha) a été traitée au fénitrothion pulvérisé à partir d'un appareil TBM (Grumman Avenger). Les opérations de pulvérisation ont débuté le 24 mai et se sont terminées le 20 juin 1980.

Résultats

a) De façon générale, les résultats du programme de pulvérisation de 1980 ont été jugés de bons à excellents, avec cependant quelques exceptions mineures. Le pourcentage de feuillage sauvé a été supérieur à celui des deux années précédentes. Un bref examen des cartes des zones traitées et défoliées illustre bien l'efficacité du programme de 1980. Des 673 000 hectares pour lesquels la défoliation était jugée de modérée à élevée, 93 000 seulement se trouvaient à l'intérieur des zones traitées (Tableau 2). Un examen plus attentif révèle que cette défoliation à l'intérieur de la zone traitée coïncide avec les zones au-dessus desquelles la FPL était obligée d'interrompre la pulvérisation.

b) Les deux insecticides, le Matacil^{MD} et le fénitrothion, ont donné une protection du feuillage similaire.

c) Le degré de protection a été similaire pour le sapin baumier et l'épinette.

d) La protection du feuillage n'a pas été très différente entre les zones traitées à l'aide d'un appareil TBM et celles traitées à l'aide d'un Thrush Commander.

e) Les résultats de la pulvérisation dans le bloc 24 (lequel avait initialement été rayé des zones à traiter pour être rajouté par la suite à la superficie opérationnelle) ont été variables, une partie du bloc ayant été traité une fois au B.t., et une autre au fénitrothion. Ces résultats s'expliquent aussi par le traitement tardif de ce bloc.

Résultats des études de défoliation

Un relevé aérien visant à déterminer l'étendue et la nature de la défoliation due à la tordeuse des bourgeons de l'épinette a été entrepris conjointement par le personnel de FPL, le ministère des Ressources naturelles et le Centre de recherches forestières des Maritimes. On a identifié pour le Nouveau-Brunswick 849 000 hectares défoliés, dont environ 673 000 hectares de défoliation jugée de modérée à élevée. Dans cette catégorie, quelque

93 000 hectares se trouvaient à l'intérieur des zones traitées. La superficie défoliée fut de beaucoup inférieure à celle enregistrée en 1979, ce qui traduit bien les prévisions de l'année précédente et les résultats des opérations de pulvérisation.

Résultats des études sur les infestations des masses d'oeufs et les dangers de mortalité

À la suite de la réunion entre les représentants de FPL, du ministère des Ressources naturelles et du CRFM, on a procédé à une importante relocalisation des points d'échantillonnage des masses d'oeufs. Dans le passé, environ 45 % des points d'échantillonnage étaient situés dans la "zone tampon d'un mille". La plupart de ces points ont désormais été relocalisés à l'intérieur de la zone de protection et l'on espère que cela permettra de prévoir plus précisément les infestations et les dangers dans les zones de protection. On a préparé une carte indiquant les secteurs où l'infestation et les risques de mortalité sont de modérés à élevés, à l'intérieur de la zone de protection (Figure 3). En tout, environ 1 500 000 hectares présentaient un risque jugé de modéré à élevé, et quelque 1 100 000 autres hectares ne présentaient qu'un faible danger de mortalité mais avec des risques d'infestation de masses d'oeufs allant de modérés à élevés. Un examen de la carte indique que les zones d'infestation et de risques de mortalité sont concentrées dans les régions nord et centre-ouest de la province. Il y a eu essentiellement augmentation de l'étendue et de l'intensité des infestations de masses d'oeufs dans les régions nord et ouest de la province, accroissement similaire à ce qu'ont connu les régions adjacentes au Québec. La plupart de ces accroissements sont localisés dans des zones forestières qui n'ont pas été traitées en 1980, ce qui corrobore le fait que le taux de survie de la tordeuse est généralement plus élevé dans les zones non traitées.

Pulvérisations expérimentales

Essais opérationnels avec le Bacillus thuringiensis (B.t.) - Un programme à la fois expérimental et opérationnel de pulvérisation de B.t. a été exécuté par FPL afin d'évaluer l'efficacité de ce produit comme élément de prévention contre les dommages causés par la tordeuse dans les boisés. Plus de 150 boisés ont été examinés avant et après les opérations de pulvérisation,

après quoi on a tenté d'évaluer les populations de tordeuses et les dommages corollaires. L'analyse des données n'indique aucune différence marquée entre le rendement des trois dispositifs de pulvérisation utilisés (avion avec longeron et buse, avion avec gicleurs Micronair et hélicoptère avec longeron et buse). En outre, un tiers seulement des blocs traités a bénéficié d'une protection visiblement adéquate, un autre tiers a reçu une protection marginale, alors qu'un dernier tiers n'a reçu aucune protection discernable. Ces résultats étaient prévus et correspondent au rendement habituel du B.t.

Utilisation du fénitrothion et des produits à faible dérive - Une série de blocs de 40,5 hectares a été traitée par une application unique de fénitrothion. La moitié de ces blocs fut traitée avec une émulsion de fénitrothion seulement, et l'autre moitié avec une émulsion de fénitrothion et d'un agent antidérive. Pour chaque groupe de blocs, on a en outre employé deux systèmes de pulvérisation - le premier comprenant longeron et buse et l'autre des gicleurs Micronair. Les résultats n'indiquent aucune différence de rendement entre les divers traitements; en fait, ceux-ci n'ont fourni qu'une protection marginale aux zones traitées, ce qui est probablement dû à la faible superficie des zones traitées et au faible volume d'insecticides utilisé par unité de surface.

Figure 1 - ZONES DU NOUVEAU-BRUNSWICK TRAITÉES CONTRE LA LARVE DE LA TORDEUSE DES BOURGEONS DE L'ÉPINETTE EN 1980 (DONNÉES FOURNIES PAR FPL)

ZONES TRAITÉES CONTRE LA TORDEUSE DES BOURGEONS DE L'ÉPINETTE EN 1980.

FOREST PROTECTION LIMITED

Légende

Une application - 210 g/ha de fénitrothion avec 20 MUI/ha le long des cours d'eau

Deux applications - 210 g/ha de fénitrothion
210 g/ha de fénitrothion

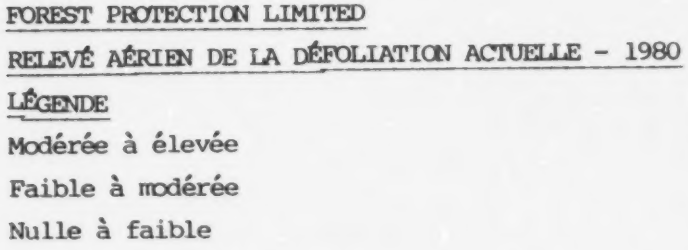
Deux applications - 70 g/ha d'aminocarbe
70 g/ha d'aminocarbe

Deux applications - 210 g/ha de fénitrothion
70 g/ha d'aminocarbe

Zones rayées du programme de pulvérisation

Les zones pour lesquelles des permis de pulvérisation ont été fournis à Forest Patrol Limited pour deux applications de fénitrothion (de 210 g/ha chacune) ont été ajoutées par D.R. Townsend (le compilateur du rapport).

Figure 2 - RELEVÉ AÉRIEN DE LA DÉFOLIATION ACTUELLE CAUSÉE PAR LA TORDEUSE DES BOURGEONS DE L'ÉPINETTE AU NOUVEAU-BRUNSWICK EN 1980 (DONNÉES FOURNIES PAR FPL)



FOREST PROTECTION LIMITED

AERIAL SURVEY FOR CURRENT DEFOLIATION – 1980

LEGEND

- – MODERATE TO SEVERE
- – LIGHT TO MODERATE
- – NIL OR LIGHT PATCHY

FIG. 2. AERIAL SURVEY OF NEW BRUNSWICK FOR CURRENT DEFOLIATION BY SPRUCE BUDWORM IN 1980 (COURTESY OF FPL).

Figure 3 - Zones infectées par les masses d'oeufs et prévisions de 1980 des risques de mortalité pour 1981

1. Forest Protection Limited, 23 septembre 1980
2. Prévisions des risques d'infestation des masses d'oeufs de la tordeuse de bourgeons de l'épinette et de mortalité pour 1981 - prévisions faites en 1980

   Infestation modérée à élevée de masses d'oeufs

   Risques de mortalité modérés à élevés

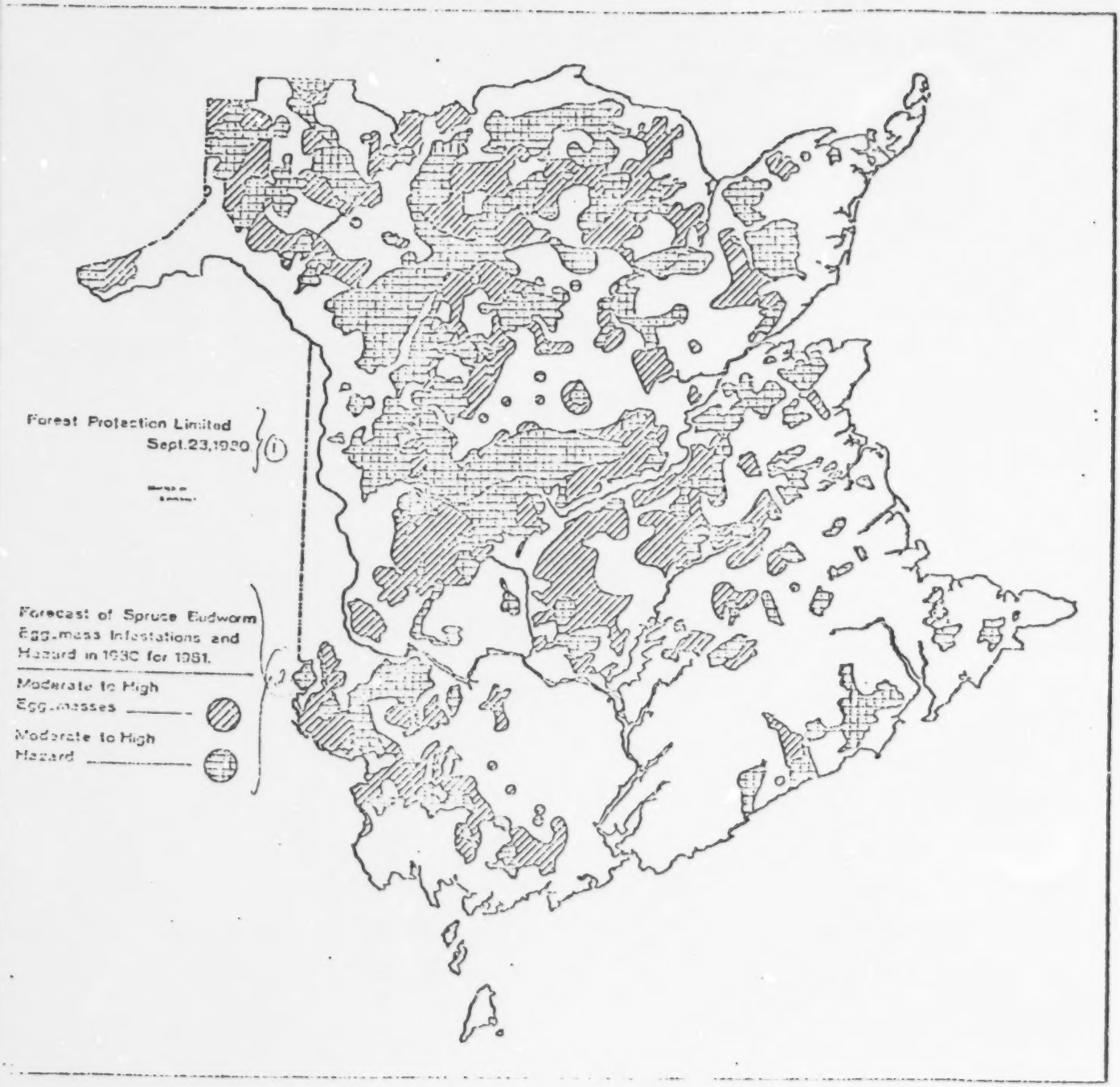


Fig. 3. Area of egg mass infestations and hazard forecast in 1980 for 1981 (courtesy of FPL).

Tableau 1 - Zones de pulvérisation opérationnelle, 1980 (hectares x 1000)

	Traitement	Superficie traitée
Une application		
(A)	210 g/ha IA de fénitrothion - TBM	8
Deux applications		
(B) 1.	210 g/ha IA de fénitrothion - TBM	1 317
2.	210 g/ha IA de fénitrothion - TBM	
(C) 1.	210 g/ha IA de fénitrothion - Thrush*	36
2.	210 g/ha IA de fénitrothion - Thrush	
(D) 1.	70 g/ha IA de Matacil^{MD} - DC-6	123
2.	70 g/ha IA de Matacil^{MD} - TBM	
(E) 1.	70 g/ha IA de Matacil^{MD} - DC-6	127
2.	70 g/ha IA de Matacil^{MD} - DC-6	
(F) 1.	210 g/ha IA de fénitrothion - TBM	3
2.	70 g/ha IA de Matacil^{MD} - TBM	
	Total	1 614

* Les zones traitées à l'aide d'un appareil Thrush l'ont été par la Forest Patrol Limited en vertu d'un contrat conclu avec Forest Protection Limited.

Tableau 2. Sommaire de la défoliation causée par la tordeuse des bourgeons de l'épinette entre 1978 et 1980 (en milliers d'hectares)

Ampleur de la défoliation	Année			
			1980	
	1978	1979	Total pour la province	Superficie traitée
Légère	141	105	176	46
Modérée	219	235	226	49
Élevée	450	1 085	447	44
Total de la défoliation modérée et élevée	669	1 320	673	93
Défoliation totale	810	1 425	849	139

APERÇU DU PROGRAMME DE PROTECTION FORESTIÈRE ET DES RELEVÉS DE LA TORDEUSE DES BOURGEONS DE L'ÉPINETTE AU NOUVEAU-BRUNSWICK EN 1981

par

E.G. Ketella

Centre de recherches forestières des Maritimes

Service canadien des forêts

Environnement Canada

Cette section résume les résultats des opérations de pulvérisation exécutées par la firme Forest Protection Limited (FPL) en 1981, en vue de protéger les arbres contre l'infestation de la tordeuse des bourgeons de l'épinette dans certaines zones forestières du Nouveau-Brunswick. En outre, l'auteur présente les prévisions pour 1982 concernant les niveaux d'infestation de la tordeuse et les risques que celle-ci représente pour les arbres.

Les zones de traitement ont été choisies par le ministère des Ressources naturelles (MRN) à partir de la carte des risques d'infestation par les masses d'oeufs et des risques de mortalité (Figure 3 de la section précédente), en consultation avec l'industrie forestière, FPL et le Centre de recherches forestières des Maritimes (CRFM). Les résultats des pulvérisations et des prévisions (infestation et risques) ont eté évalués d'après les données obtenues sur place et en laboratoire par le personnel de FPL sous la supervision du MRN.

Superficie traitée

En 1981, les opérations de pulvérisation (Figure 1), effectuées par Forest Protection Limited (FPL), ont couvert quelque 1 900 000 ha. Cette superficie englobait quelque 30 000 hectares de boisés privés, dans ce qu'on a déjà nommé la "zone tampon d'un mille". Dans celle-ci, les pulvérisations d'insecticides furent effectuées à l'aide d'un petit avion pour usage agricole. Le Tableau 1 indique les superficies traitées, les doses employées et les types d'avions utilisés. On a eu recours à un nouveau type

d'avion, le M-18 (fabriqué en Pologne), pour la petite superficie et celle-ci est incluse dans les zones traitées à l'aide du TBM. Comme insecticide, on n'a employé que le fénitrothion à la dose de 210 g/ha IA par application.

Les opérations de pulvérisation ont débuté le 19 mai pour se terminer le 20 juin. Dans les opérations à grande échelle, quelque 116 000 hectares n'ont reçu qu'une seule application d'insecticide à la demande du Service canadien des forêts, en raison de la faible population de tordeuses ayant survécu à cette première application. Environ 3 000 hectares des boisés privés n'ont aussi été traités qu'une seule fois, car une seconde application aurait de toute façon eu lieu trop tard pour fournir quelque protection supplémentaire que ce soit au feuillage.

Résultats des opérations de pulvérisation

L'efficacité des pulvérisations est évaluée à la lumière de deux types d'études:

1) des relevés aériens d'envergure de la défoliation du feuillage courant; et

2) des relevés intensifs portant sur les larves avant pulvérisation, les nymphes après pulvérisation, ainsi que sur la défoliation dans les parcelles traitées et témoins.

Les résultats des relevés de masses d'oeufs ne sont pas utilisés pour évaluer l'efficacité des pulvérisations. Ces études ne font qu'indiquer le niveau d'infestation de l'année suivante, niveau qui résulte plutôt de nombreux facteurs autres que la pulvérisation d'insecticides. Les opérations de pulvérisation telles qu'elles sont effectuées au Nouveau-Brunswick ne sont que des instruments de protection des ressources forestières; elles visent à sauver le feuillage des arbres et non une éradication des insectes. Ces opérations ne sont exécutées que sur une partie de la superficie infestée par les insectes. Ainsi, elles ont peu d'influence sur les tendances générales des populations dans le cas d'une infestation d'envergure comme l'épidémie actuelle de tordeuses.

Pulvérisation à grande échelle

Les opérations ont été affectées, dans une certaine mesure, par de "mauvaises" conditions météorologiques, notamment dans le nord-ouest de la province. Cependant, la protection fournie fut de bonne à excellente. Environ 50 % des peuplements qui auraient été perdus en 1981 s'ils n'avaient pas été traités ont pu être sauvés, et le taux de survie des tordeuses fut inférieur à 5 %, contre 25 % dans les zones non traitées. Une analyse des études aériennes du niveau de défoliation indique que 17 % seulement des superficies traitées ont souffert d'une défoliation décelable (Tableau 2). Une partie importante de cette défoliation correspondait à des zones situées le long des cours d'eau et au-dessus desquelles le personnel chargé des opérations était obligé d'interrompre la pulvérisation. On n'a décelé aucune différence de rendement entre les divers avions et, de façon générale, les zones ayant reçu une double application d'insecticide ont joui d'un niveau de protection supérieur aux zones traitées une seule fois.

Les résultats de 1981 ont été passablement similaires à ceux obtenus au cours des six années précédentes, et ils ont confirmé l'efficacité du fénitrothion dans un tel programme de protection des peuplements forestiers.

Protection des boisés privés

La pulvérisation des petits boisés a, elle aussi, été affectée par les conditions météorologiques, mais une évaluation de 29 des 105 boisés traités dans la zone tampon de 1 mille a laissé entrevoir des niveaux acceptables de protection pour 26 d'entre eux (soit 90 %). Ce résultat représente une augmentation importante par rapport au programme de pulvérisation de B.t. effectué en 1980, 35 % seulement de la superficie traitée cette année-là ayant reçu une protection adéquate. Toutefois, le niveau de protection fut sensiblement moindre dans deux régions de la province (la première à l'ouest de Fredericton et la seconde dans le comté de Madawaska), en raison du retard apporté à la deuxième application d'insecticide.

Résultats des relevés de défoliation

Une évaluation aérienne de l'étendue et de la nature de la défoliation causée par la tordeuse des bourgeons de l'épinette (Figure 2) a été menée conjointement par le personnel de FPL, du MRN et du CRFM. On a calculé qu'environ 1 374 000 hectares, tant dans les zones traitées qu'en dehors de celles-ci, souffraient d'une défoliation modérée à élevée, ce qui représente une forte hausse par rapport à 1980, où 673 000 hectares seulement avaient été défoliés dans la même mesure. Cette défoliation accrue avait été prédite à partir des relevés de masses d'oeufs de 1980.

Seulement 268 000 hectares souffrant d'une défoliation modérée à élevée se trouvaient à l'intérieur des limites des forêts visées par le programme de pulvérisation de 1981.

Prévision des niveaux d'infestation et des risques pour 1982

En 1981, on a échantillonné 1 722 endroits au Nouveau-Brunswick afin de dénombrer les masses d'oeufs de tordeuses et de déterminer les risques pour les arbres. Ce nombre représentait une augmentation importante par rapport à l'échantillonnage de 1980 alors que 1 200 endroits seulement avaient été échantillonnés. Cet échantillonnage plus important fut fait à la demande du MRN qui voulait être sûr que les zones tampons feraient l'objet d'une évaluation adéquate.

Les résultats des relevés des masses d'oeufs (Figure 3) indiquent que l'infestation était modérée à élevée dans tous les secteurs de la province (Tableau 3), et que dans cinq des six régions, les infestations de masses d'oeufs étaient plus importantes dans les zones tampons que dans les zones traitées. En outre, les infestations ont atteint, dans les zones dites "de protection", des niveaux plus élevés en 1981 qu'en 1980 dans la partie est de la province, des niveaux à peu près identiques dans les secteurs centre-est et nord, et des niveaux fortement inférieurs dans le secteur sud-ouest (voir la Figure 4). Pour 1982, on prévoit des infestations modérées à élevées dans la plupart des zones forestières du Nouveau-Brunswick.

Les évaluations des risques de mortalité sont fondées sur les prévisions des niveaux d'infestation, ainsi que sur les dommages passés et présents causés aux arbres. La carte de la Figure 3 a été dressée à partir des données obtenues lors du dénombrement des masses d'oeufs et des relevés aériens de l'ampleur de la défoliation. La plupart des forêts des zones de protection et tampons présentent généralement un risque modéré à élevé, en raison principalement de l'accroissement de l'infestation et de l'ampleur de la défoliation en 1981.

À plusieurs égards, la situation de 1981 ressemble à celle de 1974. L'insuffisance des efforts consacrés à la lutte contre la tordeuse a abouti, en 1975, à une sérieuse dégradation de l'intégrité des forêts. De façon similaire, si l'on permet une détérioration des forêts en 1982 par la tordeuse, on peut presque à coup sûr prévoir une défoliation très importante en 1983, défoliation qui provoquera une mortalité étendue des arbres en 1984.

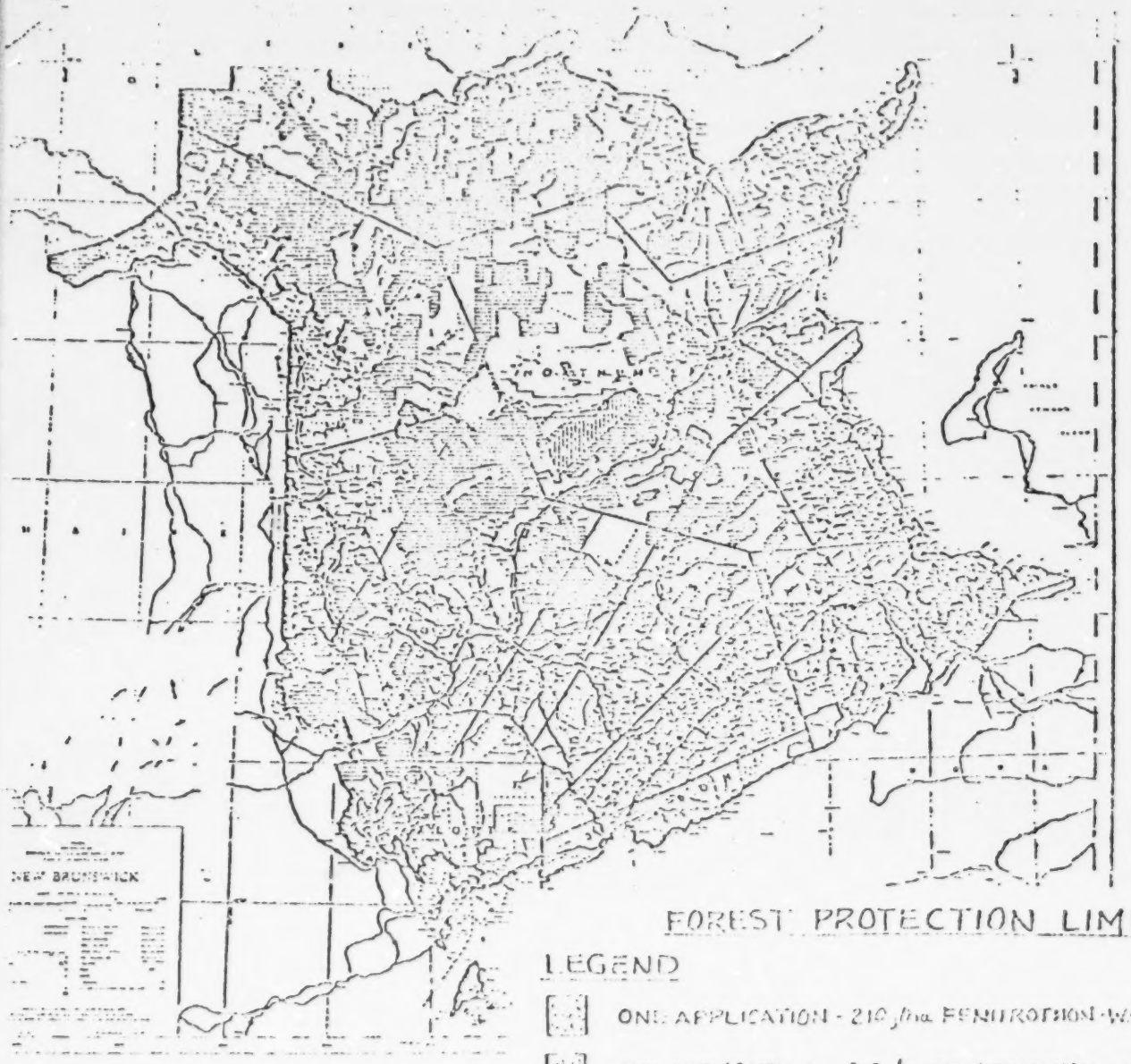


FIG. 1. AREAS OF NEW BRUNSWICK SPRAYED FOR SPRUCE BUDWORM LARVAE IN 1981.

Figure 1 - ZONES DU NOUVEAU-BRUNSWICK TRAITÉES CONTRE LES LARVES DE LA TORDEUSE DES BOURGEONS DE L'ÉPINETTE EN 1981

FOREST PROTECTION LIMITED

LÉGENDE

Une application - 210 g/ha de fénitrothion en solution aqueuse

Une application - 210 g/ha de fénitrothion dans une base d'huile

Deux applications - 210 g/ha de fénitrothion en solution aqueuse
210 g/ha de fénitrothion en solution aqueuse

Deux applications - 210 g/ha de fénitrothion dans une base d'huile
210 g/ha de fénitrothion dans une base d'huile

Les zones pour lesquelles des permis de pulvérisation ont été fournis à Forest Patrol Limited pour deux applications de fénitrothion (de 210 g/ha chacune) ont été ajoutées par D.R. Townsend (compilateur du rapport).

FOREST PROTECTION LIMITED
AERIAL SURVEY FOR CURRENT DEFOLIATION - 1981

LEGEND

- MODERATE TO SEVERE
- LIGHT TO MODERATE
- LIGHT & PATCHES OF LIGHT
- NO DETECTABLE DAMAGE

FIG. 2. AERIAL SURVEY OF NEW BRUNSWICK FOR CURRENT DEFOLIATION BY SPRUCE BUDWORM IN 1981

Figure 2 - RELEVÉ AÉRIEN DE LA DÉFOLIATION DU FEUILLAGE COURANT CAUSÉE PAR LA TORDEUSE DES BOURGEONS DE L'ÉPINETTE AU NOUVEAU-BRUNSWICK EN 1981

FOREST PROTECTION LIMITED - RELEVÉ AÉRIEN DE LA DÉFOLIATION COURANTE 1981

LÉGENDE

Modérée à élevée

Faible à modérée

Nulle à faible

Pas de dommages décelables

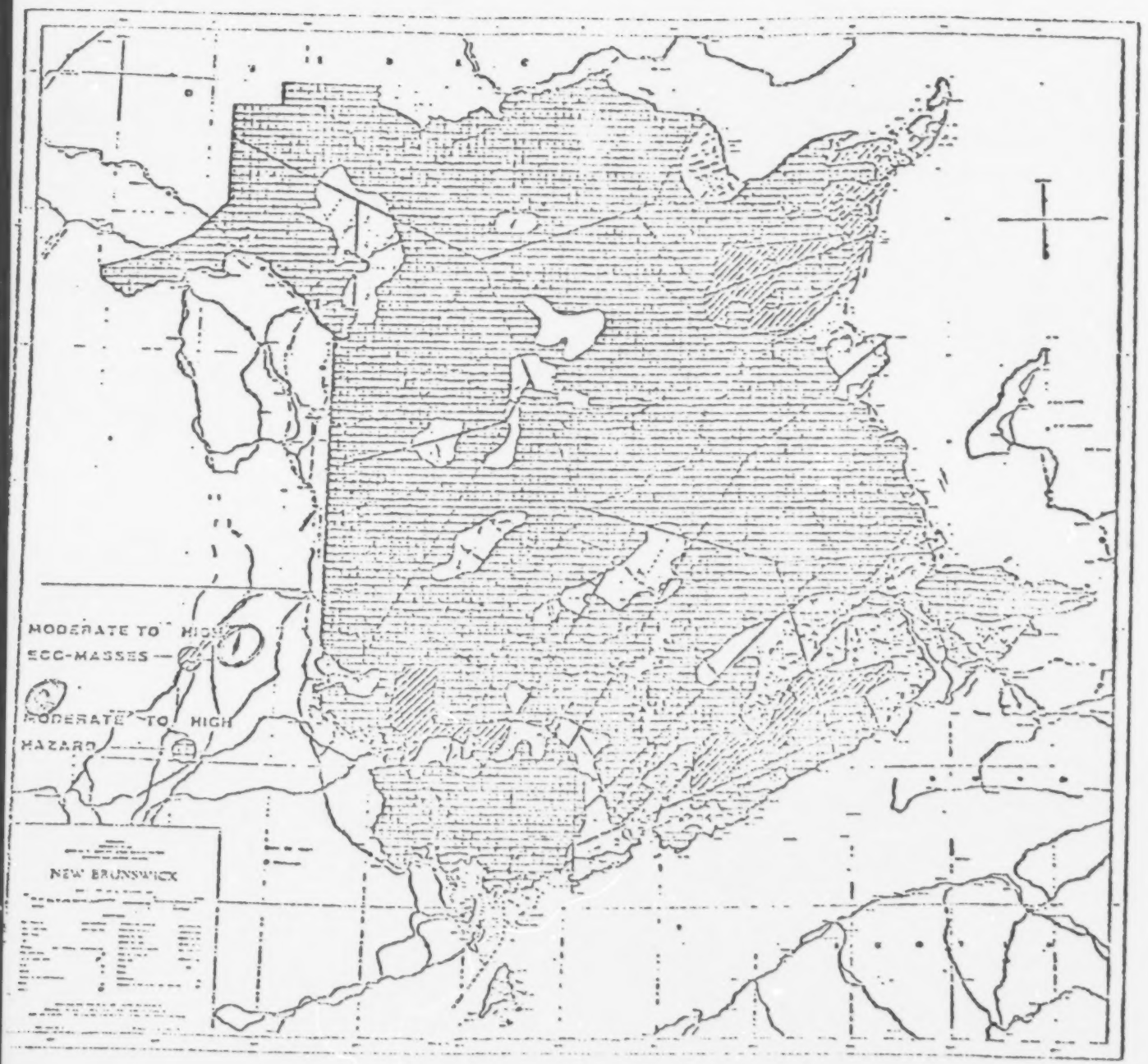


Fig. 3. Area of egg-mass infestations and hazard forecast in 1981 for 1982.

Figure 3 - Zones infestées par les masses d'oeufs et prévisions de 1981 des risques de mortalité pour 1982

1. Infestation modérée à élevée de masses d'oeufs
2. Risques modérés à élevés

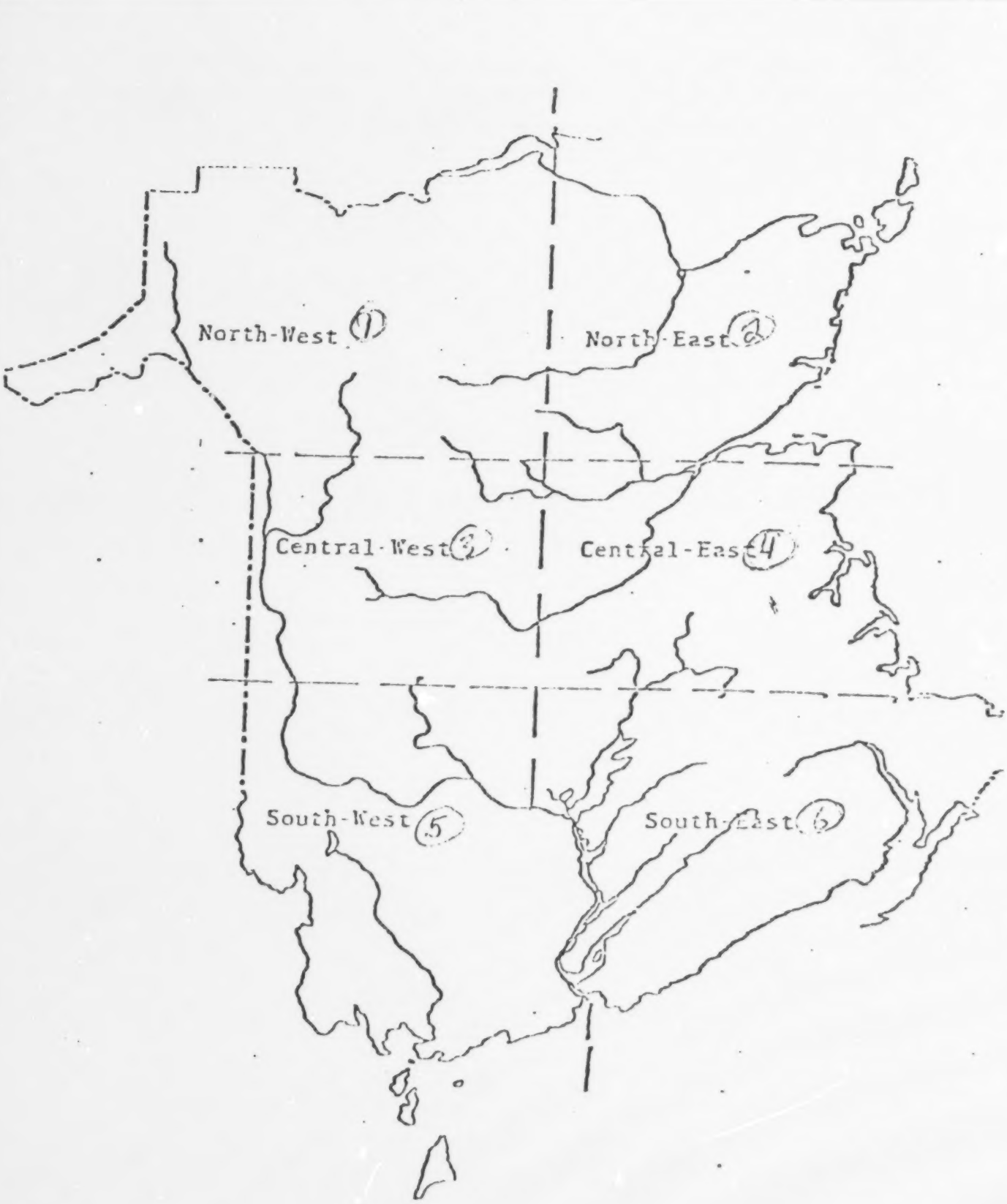


Fig. 4. Sectors of New Brunswick.

Figure 4 - Secteurs du Nouveau-Brunswick

1. Nord-ouest
2. Nord-est
3. Centre-ouest
4. Centre-est
5. Sud-ouest
6. Sud-est

Tableau 1. Sommaire des zones traitées en 1981 par Forest Protection Ltd., selon les doses, nombre d'applications, type d'appareil et produits de dilution.

Traitement opérationnel	Superficie traitée (millier d'ha)	Type d'appareil
Une application		
(a) 210 g/ha IA de fénitrothion en solution aqueuse de 239 ml/ha	70	TBM-3
(b) 210 g/ha IA de fénitrothion dans une base huile de 239 ml/ha	46	DC-6
Deux applications		
(c) 210 g/ha IA de fénitrothion en solution aqueuse de 239 ml/ha + 210 g/ha IA de fénitrothion en solution aqueuse de 239 ml/ha	1 481	TBM-3
(d) 210 g/ha IA de fénitrothion dans une base huile de 239 ml/ha + 210 g/ha IA de fénitrothion dans une base huile de 239 ml/ha	222	DC-6
(e) 210 g/ha IA de fénitrothion en solution aqueuse de 119,5 ml/ha + 210 g/ha IA de fénitrothion en solution aqueuse de 119,5 ml/ha	51	Thrush[1]
SOUS-TOTAL	1 870	

Tableau 1. Sommaire des zones traitées en 1981 par Forest Protection Ltd., selon les doses, nombre d'applications, type d'appareil et produits de dilution. (suite)

Lots boisés	Superficie traitée (millier d'ha)	Type d'appareil
Une application		
210 g/ha IA de fénitrothion dans une base huile de 239 ml/ha	3	Ag-Cat Ag-Truck Pawnee
Deux applications		
210 g/ha IA de fénitrothion dans une base huile de 239 ml/ha + 210 g/ha IA de fénitrothion dans une base huile de 239 ml/ha	27	Ag-Cat Ag-Truck Pawnee
SOUS-TOTAL	30	
TOTAL	1 900	

1 Les zones traitées à l'aide d'un appareil Thrush l'ont été par la Forest Patrol Limited en vertu d'un contrat conclu avec la Forest Protection Limited.

Tableau 2 - Sommaire de la défoliation causée par la tordeuse des bourgeons de l'épinette de 1978 à 1981 (en milliers d'hectare)

Ampleur de la défoliation	1981 Total pour la province	1981 Superficie traitée*
Légère	137	52 (38 %)
Modérée	388	104 (27 %)
Élevée	849	164 (19 %)
TOTAL	1 374	320

* En 1981, Forest Protection Limited a traité 1,9 million d'hectares. On a relevé 320 000 hectares défoliés dans les zones traitées, ce qui signifie que 83 % de toute la superficie traitée ne présentait aucun signe décelable de défoliation.

Tableau 3 - Sommaire des infestations moyennes de masses d'oeufs dans six régions du Nouveau-Brunswick

	1981 INFESTATION MOYENNE DE MASSES D'OEUFS (masses d'oeufs/10 m2)		
Région	Zone tampon	Zone de protection	1980**
Nord-ouest	429 (46)*	245 (358)	223
Nord-est	457 (55)	361 (155)	168
Centre-ouest	278 (93)	220 (222)	234
Centre-est	409 (113)	302 (206)	197
Sud-ouest	211 (149)	142 (115)	215
Sud-est	187 (128)	251 (81)	155

* Nombre de points d'échantillonnage entre parenthèses.

** Les zones tampons n'ont pas été échantillonnées, de sorte que les données de 1980 ne s'appliquent qu'aux zones de protection.

LE POINT DE VUE DU GESTIONNAIRE

par

J.C. Baird

Direction de la pêche et de la faune

Ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick

Les oiseaux et les mammifères sont d'importantes ressources et, au Nouveau-Brunswick, on retrouve la plupart de ces animaux dans les forêts. L'abondance et la diversité de la faune dépendent de l'habitat. L'état des peuplements forestiers et les stratégies employées pour résorber le problème de la tordeuse des bourgeons de l'épinette ont un impact sur la faune, car l'habitat est directement touché. Outre cette question de l'habitat, les insecticides peuvent influer sur les populations fauniques en provoquant une mortalité animale directe ou en ayant des effets sublétaux au niveau du comportement ou de la physiologie, ce qui à son tour peut entraver la reproduction. Les décisions relatives aux opérations de pulvérisation des forêts doivent donc tenir compte de tous ces facteurs.

Il incombe au gouvernement de répondre aux inquiétudes du public. Celui-ci peut souvent fournir des renseignements utiles aux organismes chargés de la faune. D'un autre côté, les inquiétudes non fondées peuvent pousser le gouvernement à mettre sur pied des programmes de surveillance écologique qui apportent vraiment peu à la conservation des ressources.

Il faut également tenir compte des différentes propriétés des insecticides ainsi que des paramètres des programmes de pulvérisation lorsqu'on cherche à identifier les besoins en recherche et en surveillance. Par exemple, la persistance du DDT et son amplification biologique présentaient des problèmes différents de ceux associés à l'aminocarbe et au fénitrothion, lesquels sont non persistants. Les besoins en surveillance et en recherche doivent de plus être fondés sur l'expérience acquise chez nous et sur les résultats obtenus ailleurs.

D'autres facteurs influent aussi sur les programmes d'évaluation de la faune. Les populations sont des entités dynamiques et leur importance peut fluctuer radicalement d'une saison à l'autre ou d'une année à l'autre. Bon nombre d'espèces sont caractérisées par des changements annuels de population à la fois rapides et marqués. La disparition d'individus exerce rarement une influence prépondérante sur les niveaux de population. En outre, des phénomènes qui se produisent bien au-delà des frontières du Nouveau-Brunswick peuvent affecter des populations d'oiseaux migrateurs qui passent une partie de l'année dans notre province. Pour que le gestionnaire ait une bonne vue d'ensemble de la question, il ne doit pas négliger la dynamique des populations et toute la gamme de facteurs qui peuvent être en cause.

Les organismes de gestion faunique recueillent, au sujet des populations d'animaux, des données qui ne sont pas directement reliées à l'évaluation des pulvérisations contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette. Les données et l'analyse des tendances chez les populations de reproducteurs, de la production et des taux de rendement sont autant d'éléments clés des programmes de gestion. En insistant davantage sur les études de ce type qui actuellement se poursuivent, on pourra identifier plus facilement les liens qui existent entre les opérations de pulvérisation et l'état des populations d'animaux. On ne saurait répondre aux besoins en matière de surveillance et de recherche en écartant purement et simplement cette formule, mais il devrait néanmoins être possible d'en améliorer la rentabilité et d'être mieux en mesure de donner suite à certaines préoccupations exprimées par la population dans des secteurs précis.

ÉTUDES SUR LES OISEAUX CHANTEURS MIGRATEURS

par

P.A. Pearce

Service canadien de la faune

Environnement Canada

Dans les écosystèmes forestiers, une centaine d'espèces d'oiseaux, dont les deux tiers sont des oiseaux chanteurs, ont pour habitat tant les zones visées par les pulvérisations que celles qui ne le sont pas. On note chez les oiseaux une grande variation de la vulnérabilité et de la susceptibilité individuelle face au stress provoqué par l'exposition aux insecticides. La plupart des oiseaux forestiers sont migrateurs et constituent ainsi une ressource internationale, dont la protection nécessite d'importantes responsabilités au niveau national. Au cours des dernières années, les programmes de surveillance - c'est-à-dire les études d'envergure cherchant à identifier les éventuelles modifications spatiales et temporelles des populations - ont indiqué que les mesures de lutte contre la tordeuse ne semblaient pas avoir d'incidences néfastes sur les oiseaux chanteurs. Pour ce qui est des deux dernières années, aucune étude de ce genre n'a été jugée nécessaire par les promoteurs des pulvérisations, et aucune ne fut entreprise.

Les travaux de recherche nous permettent maintenant de mieux cerner le problème, grâce aux résultats des études sur la toxicité ingestive du fénitrothion et sur l'influence de ce produit sur certains aspects du comportement, de la physiologie et de la reproduction du pinson à gorge blanche, oiseau qui potentiellement est un bon indicateur des effets des insecticides. On a estimé que l'incidence minimale du fénitrothion serait une faible réduction du poids et du taux de croissance des oisillons, mais on n'a pas encore déterminé les effets de ce produit pour ce qui est de la survie de ces oisillons désavantagés. Par contre, dans les zones sujettes à des doses expérimentales excessives à cause de la superposition des traînées d'insecticides, on a noté une certaine mortalité chez les sujets adultes et les oisillons, ainsi qu'une baisse importante dans la réussite de la reproduction. Il est maintenant possible de placer ces résultats, et ceux des autres recherches effectuées ailleurs, dans le contexte des pulvérisations opérationnelles de fénitrothion au Nouveau-Brunswick, avec sa mortalité sporadique d'oiseaux chanteurs. Le seuil de toxicité aiguë, comprenant la létalité pour les spécimens susceptibles des espèces d'oiseaux chanteurs les

plus vulnérables, semble se situer entre 210 et 420 g/ha IA. Il est évident, au niveau des effets immédiats, que la marge de sécurité est faible: s'il y a surdose accidentelle (due, par exemple, à une surpulvérisation causée par des fluctuations dans la formation des avions, ou encore à l'imprécision dans le réalignement des pistes d'émission), on peut s'attendre à des effets néfastes sur les oiseaux chanteurs. Les données sur la toxicité de l'aminocarbe (sous forme de Matacil 1.8D, produit de marque déposée) aux doses prescrites laissent supposer que cet insecticide n'est pas dangereux pour les oiseaux chanteurs. D'ailleurs, les études de surveillance des années précédentes ont indiqué que peu d'effets négatifs avaient été observés chez les oiseaux chanteurs vivant dans des zones traitées à l'aminocarbe (p. ex., Pearce et Garrity, 1981). Dans le cadre du programme de pulvérisation du Nouveau-Brunswick et pour ce qui est du danger immédiat pour les oiseaux chanteurs exposés, force est de conclure que l'aminocarbe est préférable au fénitrothion aux doses actuellement prescrites.

Utilisant les techniques standard employées dans le monde, la détermination de l'activité de la cholinestérase dans les tissus s'est révélée un outil précieux pour évaluer l'exposition totale des oiseaux chanteurs aux insecticides forestiers. Cette technique a en outre facilité la comparaison des résultats de diverses études. L'application la plus adéquate de cette technique consiste à mesurer, dans de petits terrains d'essai contrôlés, la réponse des oiseaux potentiellement vulnérables (p. ex., certaines fauvettes qui vivent dans la cîme des arbres) à de nouveaux insecticides inhibiteurs de cholinestérase, ou encore à des insecticides plus courants mais pulvérisés dans de nouvelles préparations. Par ailleurs, on devra continuer à s'assurer que la mise au point de nouvelles techniques chimiques de lutte contre les insectes ne pose de dangers inacceptables pour la faune, et ce avant leur adoption pour les programmes de pulvérisation à grande échelle.

Grâce à des recherches menées récemment au Nouveau-Brunswick, on devrait pouvoir identifier des méthodes permettant d'évaluer le plus efficacement possible les effets à court terme des insecticides sur les oiseaux chanteurs, qu'il s'agisse de pulvérisations opérationnelles ou expérimentales. La méthodologie de surveillance devrait comprendre une ou plusieurs techniques de relevé sur le terrain, l'observation d'oiseaux captifs dans les zones traitées, des techniques de marquage et de recapture, ainsi que des études sur

le succès de nidification. Des études d'envergure sur les principales espèces indicatrices s'avéreraient particulièrement précieuses. Il est important de déterminer les effets à long terme des stratégies de protection sur l'avifaune, quoique une telle détermination demeure toujours aussi problématique qu'auparavant. L'état des forêts, les pratiques gestionnaires ne recourant pas à l'utilisation des produits chimiques, la succession écologique, l'ampleur des populations de tordeuses et d'autres insectes - tous ces facteurs peuvent jouer un rôle dans la dynamique des populations d'oiseaux chanteurs, au même titre que les stress écologiques imposés durant les migrations et lorsque les oiseaux sont dans leur habitat d'hiver. Il s'agit là d'écueils qui, sans doute, continueront à résister aux tentatives des chercheurs pour déterminer l'incidence des programmes provinciaux de pulvérisation sur les populations d'oiseaux chanteurs du Nouveau-Brunswick.

RÉFÉRENCE

Pearce, P.A. et N.R. Garrity, 1981. "Impact of aminocarb (MatacilR) spraying on forest songbirds in northern New Brunswick", Service canadien de la faune, rapport N^{O} 121, pages 1-19.

RÉPONSE DE LA CHOLINESTÉRASE CERVICALE CHEZ LES OISEAUX CHANTEURS EXPOSÉS AUX PULVÉRISATIONS EXPÉRIMENTALES DE FÉNITROTHION AU NOUVEAU-BRUNSWICK

par
D.G. Busby, P.A. Pearce et N.R. Garrity
Service canadien de la faune
Environnement Canada

L'infestation continue de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (Choristoneura fumiferana) dans les forêts de sapins et d'épinettes de l'est du Canada a été accompagnée d'une recherche soutenue en matière de techniques de lutte, lesquelles doivent être efficaces, acceptables au point de vue écologique et ne présenter aucun danger pour la santé humaine. Pour faire face au problème de la tordeuse, le Nouveau-Brunswick a eu recours, comme éléments majeurs de sa stratégie, aux essais d'efficacité et d'innocuité des nouveaux produits chimiques et des produits déjà connus mais présents dans de nouvelles préparations, ainsi qu'à la mise au point de nouvelles techniques de pulvérisation.

Les réponses des oiseaux chanteurs aux pulvérisations expérimentales fournissent des indications préliminaires sur les dangers associés à un mode particulier de pulvérisation, avant son adoption pour un programme à grande échelle.

Dans l'optique des travaux du SCF visant à évaluer les dangers que représentent pour les passereaux les nouveaux insecticides chimiques et les insecticides plus anciens dans de nouvelles préparations, on a mesuré la réponse des oiseaux lors de pulvérisations expérimentales de fénitrothion à faible dérive, expériences réalisées par FPL. Le taux d'exposition a été évalué en déterminant l'activité de la cholinestérase (ChE) cervicale chez quatre espèces de fauvettes et chez le pinson à gorge blanche. L'insecticide en émulsion était lâché par un appareil Cessna 188 Ag-Truck équipé d'un longeron, d'une buse et d'un atomiseur rotatif. La préparation (comprenant un agent de particularisation) était pulvérisée à raison de 280 g d'ingrédient actif dans 4,67 L d'émulsion par hectare. L'inhibition de la ChE était évidente dans toutes les espèces examinées. Des 114 oiseaux examinés dans les

blocs traités, 27 présentaient une diminution de ChE supérieure à 20 % et chez 5 spécimens la diminution était supérieure à 50 %. L'inhibition la plus marquée a été notée chez le pinson à gorge blanche avec 59 %. Une inhibition de la ChE supérieure à 20 % indique une exposition à un produit inhibiteur de ChE, alors qu'une inhibition supérieure à 50 % est suffisante pour attribuer la mort du spécimen à l'insecticide. Nous n'avons découvert aucune mortalité, ni aucun signe de comportement anormal. Par ailleurs, d'autres travaux (manuscrit en cours de rédaction) nous ont indiqué qu'aucune mortalité aviaire n'était associée à une inhibition de 15 à 20 %, et qu'une mortalité d'environ 20 % de pinsons à gorge blanche adultes en liberté était associée à une inhibition moyenne de 42 % lorsque les oiseaux étaient exposés aux pulvérisations de fénitrothion. En ce qui concerne la présente étude, l'emploi d'un longeron, d'une buse et d'un atomiseur rotatif n'a pas semblé avoir d'effets différents; toutefois, l'interprétation des résultats fut difficile, en raison des effets parfois trompeurs d'autres facteurs, tel le moment de la pulvérisation.

RÉFÉRENCE

Busby, D.G., P.A. Pearce et N.R. Garrity, 1981. "Brain cholinesterase response in songbirds exposed to experimental fenitrothion spraying in New Brunswick, Canada", Bull. Environ. Contam. Toxicol., 26, pages 401-406.

RÉPONSE DE LA CHOLINESTÉRASE CERVICALE CHEZ LES OISEAUX CHANTEURS EXPOSÉS AUX PULVÉRISATIONS EXPÉRIMENTALES D'AMINOCARBE AU NOUVEAU-BRUNSWICK

par

D.G. Busby, P.A. Pearce et N.R. Garrity

Service canadien de la faune

Environnement Canada

Cette étude a été réalisée dans le cadre d'une série d'essais portant sur une nouvelle préparation d'aminocarbe connue sous le nom de Matacil^{MD} 180 Flowable, essais réalisés par l'IRRF pour déterminer l'efficacité de ce produit contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette. Ces essais présentaient un intérêt particulier pour nous. Bien que les mesures de cholinestérase (ChE) cervicale aient été largement adoptées comme outil utile pour déterminer le taux d'exposition des oiseaux aux organophosphorés et aux carbamates, peu de données ont été publiées quant aux effets de l'aminocarbe sur la ChE des oiseaux chanteurs forestiers. En outre, les problèmes de soutien sur le terrain normalement rencontrés pour déterminer la réponse des oiseaux, dans des conditions de pulvérisations opérationnelles, ont été minimisés grâce à la faible envergure du projet.

L'exposition des oiseaux aux pulvérisations a été déterminée en évaluant l'activité de la ChE cervicale chez cinq espèces de fauvettes: la fauvette à gorge orange, habitant de la cîme supérieure des arbres; la fauvette nocturne et la fauvette à poitrine baie, habitant la moitié supérieure des cîmes; la fauvette à croupion jaune, habitant toutes les parties de la cîme; et la fauvette flamboyante, habitant la partie inférieure des cîmes. L'activité de la ChE chez les oiseaux recueillis dans les forêts traitées a été comparée à celle des oiseaux provenant de forêts non traitées, une baisse statistiquement importante d'activité étant alors considérée comme indiquant un effet nuisible du produit. Les terrains d'essai étaient situés dans une forêt de sapins et d'épinettes, à environ 25 km à l'ouest de Bathurst, (N.-B.). Chaque terrain avait une superficie de 50 hectares et la pulvérisation fut faite à l'aide d'un appareil Cessna 188 Ag-Truck équipé de quatre atomiseurs rotatifs Micronair AU3000. Les terrains furent soumis à la dose prescrite, soit 70 g/ha IA. La

préparation contenait, en proportions volumétriques, 25,93 % de Matacil[MD] 180F, 1,27 % d'Atlox[MD], 72,27 % d'eau et 0,53 % de colorant rouge Rhodamine. L'émulsion fut ensuite pulvérisée à raison de 1,51 L par hectare; le diamètre moyen des gouttelettes était de 36 et 33 microns pour la première et la seconde application respectivement (K.M.S. Sundaram, communication personnelle). Les oiseaux ont été abattus au fusil de calibre .410 de 2 à 48 heures après la pulvérisation. Les cerveaux furent ensuite placés dans de l'azote liquide en attendant l'analyse - laquelle eut lieu au maximum 12 jours plus tard. La détermination du taux de ChE a été faite dans nos laboratoires de Fredericton à l'aide de la technique colorimétrique d'Ellman et al. (1961).

L'analyse des données propres à chaque espèce n'a révélé aucune réduction importante des niveaux moyens de ChE. On n'a pas noté de différence notable (essai t) entre l'activité de la ChE chez les oiseaux exposés à une pulvérisation matinale et ceux exposés à une pulvérisation en soirée, ni chez les oiseaux recueillis dans les 24 heures suivant la pulvérisation. Seuls quatre oiseaux recueillis dans les terrains d'essai présentaient une activité de ChE supérieure de 20 % à la valeur moyenne de contrôle. Il s'agissait d'une fauvette nocturne, d'une fauvette à poitrine baie et de deux fauvettes flamboyantes, chez lesquelles on a noté une diminution de ChE de 26,6, 26,2, 35,2 et 37,5 % respectivement. Aucun oiseau n'a présenté d'activité de ChE inférieure à la moitié de la valeur moyenne de contrôle. Ces résultats diffèrent de ceux obtenus lors d'une étude similaire (Busby et al., 1981) portant sur l'incidence du fénitrothion (insecticide organophosphoré) sur l'activité de la ChE cervicale des oiseaux chanteurs des forêts. On admet désormais de plus en plus la suggestion selon laquelle une inhibition de la ChE cervicale de 20 % indique une exposition à l'insecticide et une inhibition de 50 % est suffisante pour diagnostiquer la mort. Dans certaines circonstances cependant, l'inhibition de la ChE peut dépasser 50 % sans entraîner de mortalité. Il est probable qu'aucun des oiseaux recueillis n'ait été en danger de mort à cause de l'exposition à l'insecticide. De plus, on n'a noté chez les oiseaux aucun comportement anormal, qui eût pu être attribué à l'insecticide. Seuls les quatre oiseaux présentant un taux d'inhibition supérieur à 20 % semblent indiquer une exposition à l'insecticide et des effets sublétaux mineurs potentiels.

De ce qui précède, nous concluons que la pulvérisation aérienne, en deux applications, de Matacil[MD] 180F à la dose de 70 g/ha IA au-dessus de petits terrains n'a pas eu d'effet inhibiteur important sur la ChE cervicale des oiseaux chanteurs se trouvant dans la cîme des arbres ou ailleurs dans la forêt. Il serait prudent de procéder à d'autres études sur les dangers potentiels que représente pour les oiseaux le Matacil[MD] 180F, dans d'autres préparations et pour des blocs de pulvérisation plus grands, avant de tirer des conclusions quant à son utilisation dans des programmes opérationnels à grande échelle.

RÉFÉRENCES

Busby, D.G., P.A. Pearce et N.R. Garrity, 1981. "Brain cholinesterase response in songbirds exposed to experimental fenitrothion spraying in New Brunswick, Canada", Bull. Environ. Contam. Toxicol., 26, pages 401-406.

Busby, D.G., P.A. Pearce et N.R. Garrity, 1982. "Brain cholinesterase inhibition in forest passerines exposed to experimental aminocarb spraying", Bull. Environ. Contam. Toxicol. (sous presse).

Ellman, G.L., K.D. Courtney, V. Andres Jr. et R.M. Featherstone, 1961. "A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity", Biochem. Pharmacol., 7, pages 88-95.

ÉTUDES DE TOXICITÉ INGESTIVE

1. EFFETS DES DOSES ORALES DE FÉNITROTHION SUR LA CROISSANCE DES PINSONNAUX À GORGE BLANCHE

par

D.G. Busby

Service canadien de la faune

Environnement Canada

Des études faites en 1978 sur les effets du fénitrothion sur le comportement et la reproduction des pinsons à gorge blanche ont indiqué que, dans les zones traitées contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette, le taux de croissance était réduit et le poids des oisillons était moindre. Les expériences qui ont suivi en 1979 ont révélé que des doses orales de 7 mg/kg de fénitrothion pouvaient induire une gamme d'effets allant d'un léger ralentissement de la croissance à la mort, relié principalement à l'âge des oisillons. En 1980, les expériences de dosage ont été élargies en vue de déterminer la sensibilité relative des pinsonnaux à gorge blanche d'âges variés à différentes doses d'insecticide. On a aussi étudié les effets des mêmes doses totales réparties en trois portions égales sur une période de trois jours; on pouvait ainsi approximativement recréer les conditions d'exposition lors des pulvérisations. Les conclusions suivantes peuvent être déduites. Les jeunes oisillons sont plus sensibles que les oisillons plus âgés et une exposition graduelle est moins dommageable que les doses uniques et entières. Il semble aussi que les oisillons ayant survécu présentent, après une journée de perte de poids, un gain en poids supérieur à celui des oisillons témoins. Toutefois, le poids des oisillons en partance du nid et ayant reçu des doses d'insecticides est de beaucoup inférieur à celui des oisillons témoins en partance du nid. On ignore pour le moment les effets de ce phénomène sur les chances de survie des oisillons.

ÉTUDES DE TOXICITÉ INGESTIVE

2. PRÉSENCE DE FÉNITROTHION DANS LA NOURRITURE DES PINSONS À GORGE BLANCHE À LA SUITE D'OPÉRATIONS DE PULVÉRISATION

par
P.A. Pearce et D.G. Busby
Service canadien de la faune
Environnement Canada

Afin de mieux situer les études de dosage de fénitrothion chez le pinson à gorge blanche par rapport aux dangers d'exposition par ingestion, on a déterminé la teneur en résidus présents dans la nourriture de cette espèce. Les analyses de fénitrothion dans les arthropodes et les capsules de tourbe Polytrichum ont indiqué des concentrations de résidus variant de 0,01 à 17 ppm, dans les deux jours suivants les opérations de pulvérisation. Les capsules de tourbe contenaient les plus forts niveaux de résidus, soient une moyenne de 8,89 ppm dans des échantillons recueillis la journée même de la pulvérisation. Les araignées recueillies la journée même contenaient 1,13 ppm de fénitrothion. Les insectes volants et ceux vivant dans le substrat contenaient respectivement 5,90 et 1,84 ppm de fénitrothion, la journée suivant la vaporisation. Les données sur les résidus indiquent que l'exposition des pinsonnaux à gorge blanche au fénitrothion est potentiellement du même ordre de grandeur que celle qui provoque une croissance anormale chez les oiseaux ayant reçu des doses expérimentales, en tenant compte que les oisillons ingèrent en une journée leur équivalent en poids de nourriture contaminée (voir ailleurs dans ce rapport l'étude sur les habitudes alimentaires des pinsons à gorge blanche). Des études additionnelles sur l'exposition des oisillons au fénitrothion par contact dermique et par inhalation permettront, sans doute, d'accroître nos connaissances sur le degré d'exposition des oiseaux et sur les incidences d'une telle exposition.

ÉTUDES DE TOXICITÉ INGESTIVE

3. HABITUDES ALIMENTAIRES DES PINSONNAUX À GORGE BLANCHE

par

D.G. Busby

Service canadien de la faune

Environnement Canada

Au cours des études précédentes, nous avons trouvé que les effets sublétaux des pulvérisations de fénitrothion peuvent perturber les activités reproductives du pinson à gorge blanche, un indicateur écologique utile. Parmi les effets notés, citons la couvaison irrégulière, l'abandon du nid, les irrégularités du chant, ainsi que la diminution du taux de croissance des oisillons et du poids des oisillons quittant le nid. Par après, des expériences de dosage ont confirmé que de petites quantités (7 à 30 mg/kg) de fénitrothion pouvaient provoquer une croissance anormale chez les pinsonnaux à gorge blanche (manuscrit en cours de préparation). Une étude sur la présence de fénitrothion dans la nourriture des passereaux des forêts a révélé la présence de résidus allant jusqu'à 17 mg/kg (manuscrit en cours de rédaction). Dans l'étude qui fait l'objet du présent rapport, nous indiquons quel est le régime alimentaire des pinsonnaux à gorge blanche, pour qu'on puisse placer dans leur contexte les résultats des études mentionnées ci-dessus. On pourra alors déterminer le degré d'exposition par ingestion au fénitrothion, dans les conditions normales des pulvérisations opérationnelles.

Cette étude fut menée à la station expérimentale de la forêt Acadia, au cours de la saison opérationnelle de 1981. On a localisé les nids et on les a observés chaque jour pour déterminer le moment de l'éclosion; 20 oisillons ont ensuite été recueillis après qu'ils eurent été nourris par un pinson adulte. Les voies digestives de chacun furent prélevées et placées dans de la formaline en attendant que la dissection permette d'en déterminer le contenu. On a estimé la quantité de nourriture ramenée par les adultes à chaque voyage en pesant les oisillons avant et après l'ingestion de nourriture. Les larves de lépidoptères composaient la majeure partie de la nourriture avalée par les oisillons: elles étaient présentes dans près de 50 % des échantillons. En quantité moindre, on retrouvait des diptères, des coléoptères et des

hyménoptères. Neuf ordres d'insectes ainsi que des aranéides (araignées) et des acariens (tétranyques) ont été identifiés dans les échantillons. On a estimé que des oisillons âgés d'une journée mangeaient, par jour, 176 % de leur équivalent en poids. Pour les oisillons âgés de quatre et sept jours, la nourriture ingurgitée représentait respectivement 72 et 77 % de leur poids. Notre hypothèse selon laquelle les oisillons ingurgitent quotidiennement une quantité de nourriture à peu près égale à leur poids semble donc fondée.

SOMMAIRE DES ÉTUDES DE TOXICITÉ INGESTIVE CHEZ LES PINSONS À GORGE BLANCHE DU NOUVEAU-BRUNSWICK

par
P.A. Pearce
Service canadien de la faune
Environnement Canada

On peut résumer comme suit les résultats de nos études de toxicité ingestive. (1) Des doses expérimentales aussi faibles que 7 mg/kg de fénitrothion provoquent une croissance anormale chez les jeunes pinsons à gorge blanche; (2) certains éléments de la nourriture des oisillons contiennent jusqu'à 17 mg/kg de fénitrothion après une pulvérisation opérationnelle; et (3) les oisillons ingurgitent quotidiennement une quantité de nourriture à peu près égale à leur propre poids. Ainsi, si les oisillons consomment l'équivalent de leur propre poids en nourriture contaminée, une exposition quotidienne peut être suffisante pour provoquer les réductions de croissance observées lors des études de dosage expérimental. Nous devons donc conclure que le ralentissement de croissance observé chez les oisillons, après des pulvérisations expérimentales de fénitrothion, était une conséquence directe de l'exposition à cet insecticide. Bien qu'on ignore les implications d'une diminution du taux de croissance et d'un poids moindre des oisillons quittant le nid, d'autres études semblent indiquer que le taux de survie de ces oisillons est réduit, notamment durant les périodes de pénurie de nourriture ou de mauvaises conditions météorologiques.

APERÇU DES PULVÉRISATIONS FORESTIÈRES ET DE LEURS EFFETS SUR LES POLLINISATEURS

par
G.W. Wood
Station de recherche d'Agriculture Canada
Fredericton, Nouveau-Brunswick
E3B 4Z7

De nombreuses espèces de plantes dépendent ou profitent de la pollinisation par les insectes; les plus importants pollinisateurs de ce type sont de loin les abeilles domestiques et sauvages. Le rôle des abeilles dans les cultures agricoles est bien connu, mais on se doit aussi de mentionner qu'elles constituent un élément important dans le cycle de reproduction de nombreuses plantes sauvages et dans l'alimentation des oiseaux et des mammifères vivant dans les écosystèmes naturels.

Au cours des premières années de pulvérisation d'insecticides au-dessus des forêts, on semble s'être peu soucié des insectes non visés par les insecticides, et les recherches préliminaires n'ont indiqué aucune incidence importante. Buckner et al. (1975) ont étudié l'effet du fénitrothion et de l'aminocarbe sur les abeilles domestiques en Ontario et, quoiqu'il y ait eu une certaine mortalité chez les abeilles butinantes, on a estimé que l'effet de ces deux insecticides sur la pollinisation et la production de miel était négligeable. Les quelques observations que ces chercheurs ont faites sur les pollinisateurs sauvages les ont conduits à suggérer que ces insecticides ne provoqueraient au plus qu'une légère perturbation des populations. Dans une étude faite au Nouveau-Brunswick, Varty et Carter (1974) ont noté quelques modifications dans la composition des espèces d'abeilles sauvages dans une zone traitée pendant une quinzaine d'années au DDT ou au fénitrothion, mais, en se fondant sur le nombre total de pollinisateurs, ils ont conclu qu'il n'y avait pas eu de changement majeur dans l'activité des abeilles sauvages à la suite des pulvérisations annuelles d'insecticides.

En 1970 toutefois, plusieurs exploitants de bleuetières situées à proximité de forêts traitées au fénitrothion ont signalé une activité anormalement faible des pollinisateurs, et ils ont attribué leurs pertes de récoltes aux opérations de pulvérisation. Il n'avait pas été possible, à cette époque, de calculer l'ampleur de la mortalité chez les abeilles, ni l'incidence des pulvérisations forestières, mais les preuves amassées étaient suffisantes pour justifier d'autres recherches et comprendre qu'il fallait protéger les pollinisateurs dans les futurs programmes de pulvérisation.

Des études ultérieures ont confirmé qu'il y avait une mortalité importante des abeilles sauvages vivant dans les forêts traitées au fénitrothion. Plowright et al. (1978) ont signalé une mortalité de 100 % pour des bourdons en cage placés dans une forêt traitée, et Thorpe (1979) a noté l'absence de deux espèces communes d'abeilles solitaires dans une forêt traitée au fénitrothion. On a aussi établi une corrélation entre les populations d'abeilles sauvages dans des bleuetières et la proximité des forêts traitées (Kevan, 1975; Wood, 1977). Dans une bleuetière où l'on a pu mesurer l'activité des abeilles avant et après la pulvérisation de fénitrothion sur des boisés environnants, on a noté une réduction d'activité de l'ordre de 90 % tant chez l'abeille solitaire que chez le bourdon (Wood, 1977). Il est évident qu'il y a un risque pour les pollinisateurs vivant dans les forêts et les terres agricoles avoisinantes.

Les chercheurs diffèrent d'avis quant à la période requise par la population d'abeilles pour revenir à son niveau régulier, une fois les pulvérisations terminées. Kevan (1977) a suggéré qu'il pouvait s'écouler jusqu'à dix ans avant que l'activité des abeilles ne reviennent à la normale. Par contre, Wood (1979) suggérait une récupération complète après trois ans, et Miliczky et Osgood (1979) en sont arrivés à une conclusion similaire à la suite d'une étude réalisée au Maine. Plowright et Rodd (1980) ont émis l'hypothèse qu'une récupération substantielle de l'activité des bourdons était possible dans l'année même de l'exposition aux insectes, si les conditions météorologiques étaient favorables. Une telle récupération serait favorisée par l'immigration d'abeilles en provenance de zones adjacentes non traitées, et par une plus grande colonisation par les espèces qui émergent après la pulvérisation.

Quant au problème de la mortalité chez les abeilles, certains changements positifs ont été introduits dans le programme opérationnel de pulvérisation. On a répertorié les bleuetières commerciales et les vergers, et l'on a établi une zone tampon autour des terrains ainsi identifiés. Au début, cette zone tampon couvrait 3,2 km, mais comme on continuait à signaler la présence d'importantes quantités de résidus d'insecticides dans certaines bleuetières (Wood, 1974), d'autres mesures de contrôle furent introduites. On a utilisé pendant quelques années du trichlorfon (Dylox^MD) sur les boisés adjacents aux bleuetières commerciales et aux vergers; lorsque l'utilisation de ce produit fut interrompue en 1978, l'entrepreneur chargé des pulvérisations a volontairement augmenté la zone tampon à 7 km. Des mesures de protection similaires n'ont pu être prises pour les nombreuses colonies d'abeilles domestiques de la province, mais on a conseillé aux apiculteurs de confiner leurs abeilles durant les périodes de pulvérisation dans leur région.

Ces mesures se sont révélées efficaces pour amenuiser les problèmes rencontrés par les agriculteurs, mais elles ne peuvent être appliquées pour protéger les pollinisateurs des forêts. L'approche la plus prometteuse pour résoudre ce problème semble être l'emploi plus sélectif des insecticides. Alors que le fénitrothion et l'aminocarbe sont tous deux considérés comme très toxiques pour les abeilles domestiques, d'après les essais en laboratoire (Atkins et al., 1976), l'aminocarbe semble néanmoins plus acceptable pour ce qui est de la survie des abeilles, car il est actuellement appliqué à une dose égale au tiers seulement de la dose de fénitrothion. Les travaux récents de Plowright et Rodd (1980) n'ont indiqué aucun effet décelable de l'aminocarbe appliqué à la dose de 70 g/ha IA sur des bourdons en cage et, bien qu'on ait noté une certaine mortalité chez les abeilles solitaires, on a considéré que l'effet de cet insecticide était relativement faible. Le trichlorfon présente moins de danger pour les abeilles et il serait un candidat plus acceptable, mais son emploi serait probablement limité à des zones relativement restreintes, à cause de son coût d'utilisation plus élevé et de la synchronisation requise pour un contrôle efficace des larves de la tordeuse des bourgeons de l'épinette.

RÉFÉRENCES

Atkins, E.L. Jr., L.D. Anderson, D. Kellum et K.W. Neuman, 1976, "Protecting honeybees from pesticides", Div. Agric. Sci. Univ. Calif. Riverside. Leaflet 2883. 14 pages.

Buckner, C.H., T.A. Gochnauer et B.B. McLeod, 1975, "The impact of aerial spraying of insecticides on bees". Pages 276-279 dans Prebble, M.L. (éd.). "Aerial control of forest insects in Canada". Information Canada.

Kevan, P.G., 1975, "Forest application of the insecticide fenitrothion and its effect on wild bee pollinators (Hymenoptera: Apoidea) of lowbush blueberries (Vaccinium spp.) in southern New Brunswick, Canada". Biol. Conserv. 7: 301-9.

Kevan, P.G., 1977, "Blueberry crops in Nova Scotia and New Brunswick - pesticides and crop reduction". Can. J. Agric. Econ. 25: 61-64

Miliczky, E.R., et E.A. Osgood, 1979, "The effects of spraying with Sevin-4-oil on insect pollinators and pollination in a spruce-fir forest". Univ. of Maine Tech. Bull. 90.

Plowright, R.C., B.A. Pendrel et I.A. McLaren, 1978, "The impact of aerial fenitrothion spraying upon the population biology of bumblebee (Bombus Latr.: Hym.) in south-western New Brunswick", Can. Ent. 110: 1145-1156.

Plowright, R.C., et F.H. Rodd, 1980, "The effect of aerial insecticide spraying on hymenopterous pollinators in New Brunswick". Can. Ent. 112: 259-269.

Thorpe, E.A., 1979, "The effects of forest spraying on solitary bee (Hymenoptera: Apoidea) populations in New Brunswick". Thèse de maîtrise, Université du Nouveau-Brunswick, Fredericton. 94 pages.

Varty, I.W., et N.E. Carter, 1974, "Inventory of litter arthropods and airborne insects in fir-spruce stands treated with insecticides". Service canadien des forêts, Rapport d'information. M-X-48. 32 pages.

Wood, G.W., 1974, "The 1974 budworm spray programme and its relation to the commercial blueberry industry in New Brunswick". Rapport présenté au ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick. 8 pages.

Wood, G.W., 1977, "The effects of the fenitrothion spray program on bees and pollination". Pages 321-33 des Actes du symposium: "Le fénitrothion: les effets à long terme de son utilisation dans les écosystèmes forestiers", Publ. N° 16073 du Conseil national de recherches du Canada. 628 pages.

Wood, G.W., 1979, "Recuperation of native bee populations in blueberry fields exposed to drift of fenitrothion from forest spray operations in New Brunswick". J. Econ. Ent. 72: 36-39.

DÉTERMINATION DES EFFETS SECONDAIRES DU PROGRAMME 1980 DE LUTTE CONTRE LA TORDEUSE DES BOURGEONS DE L'ÉPINETTE SUR LA PRODUCTION DES BLEUETIÈRES DU NOUVEAU-BRUNSWICK

par
G.W. Wood
Station de recherche d'Agriculture Canada

La dérive des insecticides a été déterminée dans quatre bleuetières commerciales au moment des pulvérisations opérationnelles au-dessus des forêts (26 mai au 3 juin). Même si ces terrains ont été choisis parce qu'ils étaient le plus près des blocs de pulvérisation, aucun d'entre eux ne se trouvaient à moins de 3 km des forêts visées.

Sur chaque terrain, un échantillonneur d'air portatif fut monté sur socle, à 1 m au-dessus du sol, près du centre du terrain. L'équipement, capable d'échantillonner 3 litres d'air par minute, a fonctionné pendant deux heures au minimum après la pulvérisation. L'air était filtré à travers une résine Amberlite XAD-2, et les résidus d'insecticide (le fénitrothion en l'occurrence) étaient plus tard extraits et analysés par chromatographie gaz-liquide.

L'échantillonnage fut effectué après chacune des deux applications; la concentration de fénitrothion n'a pas dépassé 0,05 ug par m^3 d'air dans aucun des échantillons. Au cours d'essais effectués précédemment en laboratoire avec des aérosols de fénitrothion, la CL 50 pour les abeilles domestiques avait été évaluée à 150 ug/m^3. Bien qu'on doit tenir compte de la variation de taille entre abeilles d'espèces différentes, les concentrations de fénitrothion trouvées dans les bleuetières, au moment des pulvérisations au-dessus des forêts, sont considérées comme étant bien en deçà des niveaux jugés toxiques pour les pollinisateurs domestiques ou sauvages.

Outre la dérive des insecticides, on a évalué l'activité des pollinisateurs et les fruits produits dans deux des terrains ci-dessus et dans deux autres terrains situés à proximité de forêts traitées. L'activité des abeilles et la production de bleuets dans tous ces terrains étaient similaires à ce qui avait été rapporté pour ces mêmes terrains avant les pulvérisations, ce qui laisse supposer que celles-ci n'ont eu aucun effet néfaste.

En 1981, les plans de pulvérisation avaient été établis de façon à rendre improbables les incidences sur les bleuetières. On n'a donc pas eu à déterminer la dérive des insecticides.

RÉFÉRENCE

Wood, G.W., 1980. "Monitoring of insecticide drift from forest spray operations and its effect on lowbush blueberry in New Brunswick in 1980". Rapport présenté à Environnement Nouveau-Brunswick.

INCIDENCES ÉCOLOGIQUES DES PULVÉRISATIONS AÉRIENNES SUR LES ARTHROPODES PRÉDATEURS DES PEUPLEMENTS DE SAPINS

par
I.W. Varty
Centre de recherches forestières des Maritimes
Service canadien des forêts
Environnement Canada

En agriculture, l'expérience acquise avec les insecticides utilisés pour le traitement des vergers et des grandes cultures a prouvé que les pulvérisations répétées pouvaient déséquilibrer les mécanismes naturels de régulation. Toutefois, d'après une étude à long terme sur l'incidence des programmes de pulvérisation de fénitrothion pour la protection des forêts, Varty (1977) concluait que les processus de prédation et de parasitisme n'étaient pas affectés. Pour étayer ces premières observations, on a délimité en 1977 des terrains pour l'échantillonnage de prédateurs dans le cadre d'un programme de surveillance étalé sur quatre ans, et dont le but était de comparer deux programmes de traitement annuel (fénitrothion et aminocarbe) à une parcelle témoin non traitée. Une parcelle fut ainsi traitée au fénitrothion à chacune des quatre années, alors que l'autre ne fut traitée à l'aminocarbe que de 1977 à 1979, ce produit n'ayant pas été utilisé en 1980.

Araignées

Les araignées constituent le principal groupe d'arthropodes prédateurs du couvert forestier. Des études à long terme sur l'abondance des araignées dans les branches (Varty 1977, 1980) ont révélé que la dynamique annuelle des complexes arachnéens était relativement stable et qu'elle semblait peu affectée par les pulvérisations d'insecticides au-dessus des forêts. Le fénitrothion a peu d'effets immédiats sur les araignées, mais l'aminocarbe est très toxique. Au cours de la dernière année de l'étude (1980), on a principalement recueilli des données sur les densités saisonnières.

Les densités d'araignées ont été évaluées à partir d'échantillons de populations prélevés sur deux branches par 100 arbres, dans chaque parcelle et à chaque jour d'échantillonnage, soit un prélèvement à la fin mai (avant pulvérisation), un deuxième à la fin juin (après pulvérisation) et un dernier à la fin juillet.

Les branches choisies furent secouées au-dessus d'une toile; les araignées vivantes furent conservées dans de l'alcool pour être ensuite identifiées et comptées en laboratoire. Les densités furent exprimées en nombre d'araignées par mètre carré de branche. Grâce aux données ainsi recueillies, on a pu établir des courbes de densité saisonnière permettant de comparer les tendances annuelles et saisonnières pour les trois régimes de pulvérisation.

Les données révèlent que les communautés arachnéennes étaient similaires dans les trois parcelles; toutefois, on a pu relever certaines différences au niveau de la densité des espèces dominantes et de la variété des espèces, ce qui est probablement dû à la variété inévitable des habitats que constituent les différents peuplements de sapins et épinettes. Le nombre d'espèces par parcelle se situait entre 12 et 32, mais quelques espèces (notamment Grammonota angusta et Metaphidippus flavipedes) dominaient ce complexe arachnéen.

La tendance saisonnière générale s'est manifestée sous forme d'un faible accroissement de la densité entre mai et juillet, quel que soit le traitement. En 1980 toutefois, la parcelle traitée au fénitrothion révéla une tendance à la baisse modérée, alors que les parcelles non traitées (la parcelle auparavant traitée à l'aminocarbe et la parcelle témoin) manifestaient des densités saisonnières uniformes.

La tendance globale pour les quatre ans témoignait d'une augmentation uniforme pour les trois parcelles de 1977 à 1979, suivie d'une diminution en 1980. Les données recueillies en juillet (voir ci-dessous) illustrent bien l'uniformité de cette tendance.

Densité d'araignées par mètre carré de branche de pin

Parcelles traitées	Aminocarbe	Fénitrothion	Témoin
1977 (juillet)	3,1	6,3	5,0
1978	9,1	28,9	11,3
1979	18,6	35,9	21,0
1980	10,7	13,6	11,6

Dans la parcelle témoin, qui n'avait été traitée aux insecticides ni avant ni après 1977, la densité d'araignées a doublé entre 1978 et 1979 pour ensuite diminuer de moitié en 1980. On retrouve une tendance similaire dans les deux parcelles traitées. La similitude qu'on remarque par rapport à la parcelle traitée à l'aminocarbe est surprenante, car on a pu observer que l'aminocarbe avait tué de 37 à 69 % de la population d'araignées entre 1977 et 1979, alors que le fénitrothion n'avait produit qu'une mortalité négligeable (moins de 10 % avec les plateaux de récupération - voir ci-dessous la description de cette méthode).

Comme on a observé que certaines espèces d'araignées étaient plus susceptibles que d'autres aux insecticides, des applications annuelles devraient normalement réduire lentement la prédominance des espèces susceptibles et vulnérables. Une telle réduction, si elle est suffisamment importante, serait décelable par une diminution concomitante de la diversité du complexe. Ainsi, la parcelle traitée au fénitrothion (et qui avait déjà, depuis 1956, été traitée pendant 10 ans au DDT puis, ultérieurement, pendant 12 ans au fénitrothion) serait un bon indicateur de ces effets à long terme. De fait, le décompte des espèces indique que la parcelle traitée au fénitrothion contient un plus petit nombre d'espèces, comme l'illustre le tableau ci-dessous, ce qui ne prouve cependant pas que la toxicité de l'insecticide soit la cause de cette diminution.

Nombre d'espèces relevées pour le sapin

Année de traitement	Échantillons de branches	Traitement à l'aminocarbe	Traitement au fénitrothion	Parcelle témoin
1977	300	21	12	22
1978	300	19	17	27
1979	600	27	19	30
1980	600	32	21	28

Insectes prédateurs

Les spécimens de branches (deux branches par 100 arbres par parcelle; échantillons recueillis en mai, juin et juillet 1980) présentaient une vingtaine d'espèces d'hémiptères (miridés, nabidés), de coccinelles, de syrphidés, d'hémérobides, de fourmis et d'autres insectes. Pour chaque année d'échantillonnage, l'abondance de ces insectes était faible par rapport à la densité des araignées. Les échantillons présentaient également une faible densité d'acariens prédateurs (moins d'un par mètre carré de branche).

La dynamique annuelle des insectes prédateurs fut similaire pour les trois parcelles: les densités furent faibles en 1977 (environ 1 insecte par mètre carré), élevées en 1978 (de 3 à 7 par mètre carré), à la baisse en 1979 (de 2 à 3 par mètre carré) et de nouveau faibles en 1980 (1 à 2 par mètre carré). Cette similitude, indépendamment du mode de traitement, laisse supposer que les facteurs naturels (p. ex., l'abondance de proies comme les aphidés) jouent un rôle important dans ces fluctuations de densité. Toutefois, les données montrent bien que les densités d'insectes étaient uniformément plus faibles dans la parcelle traitée au fénitrothion, moyenne dans celle traitée à l'aminocarbe et plus élevée dans la parcelle témoin ce qui laisse entière l'hypothèse selon laquelle les programmes de pulvérisation pourraient avoir un effet négatif sur les densités d'insectes prédateurs vivant dans les peuplements de sapins.

Méthode des plateaux de récupération

Les plateaux de récupération sont des plateaux de polyéthylène de 2 m^2 servant à recueillir les araignées et les insectes qui tombent des branches. Les échantillons ainsi recueillis révèlent le niveau de pénétration des insecticides dans l'habitat arboricole, ainsi que le niveau de toxicité pour la tordeuse des bourgeons de l'épinette et les arthropodes non visés, la mortalité faunique se produisant généralement dans les trois premiers jours suivant la pulvérisation.

En 1980, on a déterminé dans une parcelle non traitée le taux normal d'arthropodes tombant de la cime du sapin baumier au cours de la période habituelle de pulvérisation, soit de la fin mai à la mi-juin. Une "pluie" constante de nombreuses espèces aux stades larvaires et adultes a été enregistrée; parmi les insectes recueillis, on comptait des individus vivants, moribonds et morts. Les échantillons ainsi obtenus comprenaient des hémiptères, des coléoptères, des larves de tenthrèdes, des larves de lépidoptères, des diptères larvaires et adultes, des fourmis, des guêpes parasites adultes ainsi que des araignées. Le nombre d'insectes recueillis était important - environ le quart de la population totale présente dans les arbres à la fin de la période. Il faut toutefois se garder d'attribuer la totalité des arthropodes tombés aux seuls effets des insecticides pulvérisés sur les parcelles. Il s'agirait plutôt de l'effet combiné des insecticides et de certains facteurs naturels.

RÉFÉRENCES

Varty, I.W., 1977, "Long-term effects of fenitrothion spray programs on non-target terrestrial arthropods". Actes du symposium "Fénitrothion: les effets à long terme de son utilisation sur les écosystèmes forestiers", Publication du CNRC n° 16073.

Varty, I.W., 1980, "Effects on predaceous arthropods in trees", pages 44-46. Dans "Varty, I.W. (éd.) - Environmental surveillance in New Brunswick, 1978-1979. Effects of spray operations for forest protection", Université du Nouveau-Brunswick, Fredericton, N.-B.

EFFETS NÉGATIFS IMMÉDIATS DE DIVERSES PRÉPARATIONS DE MATACIL[MD] SUR LES ARTHROPODES TERRESTRES À BATHURST (NOUVEAU-BRUNSWICK), 1981

par

R.L. Millikin

Institut pour la répression des ravageurs forestiers

Service canadien des forêts

Environnement Canada

Un programme a été mis sur pied afin d'évaluer et de comparer les effets de différentes préparations de Matacil[MD] sur la faune arthropode indigène du sapin baumier, préparations qui furent pulvérisées en 1981 sur de petites parcelles d'essai au Nouveau-Brunswick par le Groupe de mesure de l'efficacité sur le terrain de l'IRRF. Les préparations de Matacil suivantes furent ainsi mises à l'essai: 1.8D dans une solution de Sunspray 6N[MD], 1.8D dans du diluant 585 (un distillat de pétrole), 1.8F dans du diluant 585, 1.8F et Atlox[MD] dans de l'eau et, finalement, Atlox dans de l'eau.

Les résultats préliminaires indiquent que le Matacil 1.8D en solution dans du Sunspray 6N a un effet toxique immédiat plus prononcé et plus diversifié que les autres préparations. Lorsque le Matacil 1.8F est dilué dans du 585, il a une toxicité immédiate moins prononcée que toutes les autres nouvelles préparations fluides 1.8F mais similaire à celle de l'Atlox dans l'eau, ce qui permet de supposer soit que le Sunspray 6N est l'élément le plus toxique de la préparation, soit qu'il améliore considérablement le dépôt de l'ingrédient actif sur l'eau ou sur les préparations à base de diluant 585. Les nouvelles préparations fluides semblent produire un effet toxique immédiat légèrement plus prononcé que la préparation initiale 1.8D. Aucune différence notable n'a été observée entre les pulvérisations aqueuses ou à base huile de Matacil fluide, quoique le traitement aqueux semble plus efficace contre les lépidoptères. Certains effets des préparations aqueuses sont possiblement attribuables à l'Atlox, puisqu'on a noté un effet toxique à court terme suite à l'addition d'Atlox dans le traitement aqueux. On doit aussi noter que ces conclusions pourront être modifiées lorsque les résultats de l'analyse des dépôts seront disponibles.

Les détails de cette étude ont été publiés dans le rapport n° 15 de l'Institut pour la répression des ravageurs forestiers - "Preliminary report on the impact of Matacil[MD] formulations on terrestrial invertebrates, Bathurst, New Brunswick 1981", lequel sera inclus dans un rapport d'information futur de l'IRRF.

INCIDENCES SUR LES ORGANISMES D'EAU DOUCE
POINT DE VUE DU GESTIONNAIRE

par

D.C. Eidt[a] et M. Redmond[b]

[a]Centre de recherches forestières des Maritimes
Service canadien des forêts
Environnement Canada

[b]Direction générale de la pêche et de la faune
Ministère des Ressources naturelles
du Nouveau-Brunswick

Pour que les pêcheurs professionnels et sportifs puissent compter sur des populations sans cesse renouvelées de poissons d'eau douce et de poissons anadromes (c'est-à-dire les poissons qui fraient en eau douce pour aller ensuite vivre en mer), la gestion de l'environnement aquatique et la réglementation des prises sont indispensables. L'environnement en eau douce est déjà menacé de toutes parts, notamment par les barrages, l'envasement, l'acidification, les métaux lourds, l'eutrophication et les pesticides.

Toutes ces attaques sont le résultat de l'activité humaine et elles sont donc contrôlables par l'homme. Ces activités sont destinées à améliorer la condition de l'homme et, dans chaque cas, il est toujours possible d'opter pour d'autres choix ou des compromis. Pour ce qui est des organismes vivant en eau douce, il faut invariablement en arriver à des compromis. Les gestionnaires des pêcheries partent du principe qu'il est toujours possible de produire de l'électricité, de construire des routes, d'exploiter des gisements minéraux, de fabriquer des produits de consommation, d'éliminer les déchets, de produire davantage d'aliments et de fibres tout en continuant à disposer de lacs et de cours d'eau clairs et froids dans lesquels le poisson peut être pêché en abondance. Ce résultat est réalisable à condition de respecter scrupuleusement les lois actuelles concernant la protection de l'environnement.

Les méthodes actuellement utilisées pour enrayer la tordeuse des bourgeons de l'épinette ne sont pas considérées comme dangereuses pour les ressources aquatiques. Les insecticides sont utilisés au-dessus d'une grande partie des forêts du Nouveau-Brunswick, mais en faible quantité (on pulvérise environ 3/4 de tasse par hectare, soit 2½ acres) et l'on évite généralement de traiter les mêmes zones d'une année à l'autre. Ces insecticides peuvent tomber directement sur les plans d'eau, ils peuvent être lessivés du sol ou encore se déposer sur l'eau après avoir dérivé dans l'atmosphère sur de très longues distances. Par contre, les insecticides peuvent aussi être, pour ainsi dire, filtrés par le couvert forestier et ils peuvent s'évaporer dans l'atmosphère ou depuis la surface de l'eau. Ils peuvent enfin être dilués et dissipés, se décomposer ou devenir inertes en étant fixés par les sédiments.

En 1980 et 1981, le fénitrothion fut le principal insecticide utilisé, bien qu'une superficie importante eût été traitée à l'aminocarbe en 1980. Le fénitrothion fut utilisé dans une préparation émulsifiable dans laquelle l'insecticide était dissous dans du Dowanol^{MD}, émulsifié par de l'Atlox^{MD} et dilué dans de l'eau, ou encore dans une préparation d'huile dans laquelle il était dissous dans du Cyclosol 63^{MD} et dilué dans l'huile 585. L'aminocarbe était quant à lui dilué dans une solution d'huile 585 et de nonylphénol, un agent tensio-actif.

La plupart des relevés et des expériences en eau douce effectuées in situ ont porté sur le fénitrothion en émulsion. On a ainsi découvert que les effets de ce produit sur les invertébrés aquatiques étaient faibles, peu fréquents et tolérables lorsqu'il était appliqué à une dose aérienne de 210 g/ha IA (Eidt, 1980) par application. On n'a en revanche pas encore déterminé les effets possibles de cet insecticide sur les poissons des écosystèmes naturels. L'hypothèse a été formulée selon laquelle deux applications à 210 g/ha IA pouvait provoquer une très légère réduction (inférieure à 2 %) de la taille des saumoneaux (Symons, 1977) dans les petits cours d'eau. Selon une autre hypothèse, lorsqu'il se produit dans les cours d'eau une forte dérive d'invertébrés aquatiques affectés par le fénitrothion, cette surabondance temporaire de nourriture dont les poissons profitent pour se gorger pourrait compenser une éventuelle disette ultérieure. Jusqu'à présent, les résultats des diverses études indiquent que la préparation à base d'huile ne présente ni moins, ni plus de dangers pour les organismes aquatiques que la préparation en émulsion.

Les pulvérisations opérationnelles d'aminocarbe sont moins toxiques pour les organismes aquatiques que celles de fénitrothion. L'aminocarbe est pulvérisé en doses trois fois moins fortes (à l'hectare) que le fénitrothion. Par ailleurs, Ahern et Leclerc (1981) ont montré, lors d'expériences effectuées in situ, que le seuil provoquant la dérive des invertébrés aquatiques était plus élevé pour l'aminocarbe à 30 ppM que pour le fénitrothion à 20 ppM.

Malgré toutes ces assurances, ni les gestionnaires des ressources, ni les scientifiques et les techniciens qui les secondent ne sauraient adopter une attitude de laisser-faire. L'apparition de nouveaux insecticides chimiques, de nouvelles préparations et de nouvelles techniques d'application peuvent présenter de nouveaux dangers. Il est impossible de savoir à coup sûr si des effets sublétaux n'affecteront pas imperceptiblement les ressources aquatiques. Notre vigilance ne doit donc jamais être prise en défaut. Les lacs et les cours d'eau des forêts du Nouveau-Brunswick recèlent des communautés d'invertébrés saines et variées. Si le poisson est moins abondant que jadis, c'est moins à cause des insecticides pulvérisés sur nos forêts qu'en raison d'un accès plus facile aux lacs et aux cours d'eau, d'une augmentation de l'activité des pêcheurs et des modifications d'habitat imputables à l'homme.

En raison de cette mise à contribution interne des ressources, il est extrêmement difficile pour le gestionnaire d'assurer la pérennité de l'approvisionnement piscicole. Il est donc important d'étudier plus avant les effets des insecticides forestiers et de tous les autres facteurs qui obèrent les ressources naturelles. Nous devons aussi mettre au point des insecticides et des méthodes d'application moins dangereuses et plus efficaces et nous efforcer de découvrir des techniques de contrôle de la tordeuse des bourgeons de l'épinette qui présentent à la fois moins de danger et une efficacité accrue.

RÉFÉRENCES

Ahern, A. et Leclerc, 1981. "Étude comparative des effets du Matacil et du Fénitrothion sur les populations benthiques en eaux courantes". Bio-Conseil Inc., 105, Côte de la Montagne, suite 501, Québec, Québec. 181 p.

Eidt, D.C., 1980, "Overview of effects on freshwater organisms", page 48-49. Publié dans Carty, I.W. (éd.), "Environmental surveillance in New Brunswick, 1978-79, Effects of spray operations for forest protection against spruce budworm", Département des ressources forestières, Université du Nouveau-Brunswick, 76 p.

Symons, P.E.K. 1977, "Assessing and predicting effects of the fenitrothion spray program on aquatic insects", Actes du symposium "Fénitrothion: les effets à long terme de son utilisation dans les écosystèmes forestiers", CNRC 16073, page 391-414, Conseil national de recherches du Canada.

COMPARTIMENTAGE DU FÉNITROTHION ET DÉRIVE DES INSECTES DANS LES COURS D'EAU

par

D.C. Eidt[a] et V.N. Malletb

[a]Centre de recherches forestières des Maritimes
Service canadien des forêts
Environnement Canada

[b]Département de chimie
Université de Moncton

En 1981, nous avons pulvérisé du fénitrothion à l'aide d'un pulvérisateur à la surface de deux petits cours d'eau (débit d'environ 180 l/s) du Nouveau-Brunswick. L'insecticide a été pulvérisé sur une longueur d'environ 50 m sur chaque ruisseau. Sur un des ruisseaux, on a pulvérisé un concentré émulsifiable, et sur l'autre une solution d'huile contenant les adjuvants utilisés en 1981 pour les pulvérisations opérationnelles au Nouveau-Brunswick. Pour déterminer la distribution de la dérive benthique dans la colonne d'eau, on a disposé un filet crible 50 m environ en aval de la section traitée; on a recueilli des échantillons du benthos en dérive à intervalles croissants en aval. On a aussi prélevé à intervalles réguliers en aval des échantillons d'eau et de sédiments pour en déterminer la teneur en fénitrothion.

L'eau a été recueillie au milieu du cours d'eau à trois profondeurs différentes de la colonne d'eau: dans la couche superficielle d'un centimètre, dans la moitié inférieure de la colonne, ainsi que le plus près possible du fond sans cependant recueillir de sédiment. Dans le premier échantillon prélevé lors du traitement avec concentré émulsifiable, à 70 m en aval de la section traitée, la concentration semblait plus faible à proximité du fond. Mais une heure après le traitement et plus tard encore, à 180 m et plus en aval, le mélange était quasiment total. La plupart des concentrations se trouvaient dans la fourchette des 1 à 4 ppM. De plus en plus loin vers l'aval, on relevait l'amenuisement habituel de la concentration.

Dans le ruisseau traité à la solution à l'huile, on trouva du fénitrothion à tous les niveaux de la colonne d'eau 33 minutes après le début de la pulvérisation et, ultérieurement, à 70 m en aval et plus loin encore. On s'attendait à ce que le fénitrothion demeure à la surface de la pellicule d'huile, mais les concentrations relevées à divers niveaux révélaient un mélange total. La plupart des concentrations se situaient dans la fourchette des 5 à 15 ppM.

Dans les deux ruisseaux, on a prélevé des échantillons dans les contre-courants ou dans les zones calmes le long des rives afin de déterminer s'il y avait eu accumulation de fénitrothion à ces endroits. Ces concentrations atteignaient toutefois le même ordre de grandeur qu'au milieu des cours d'eau.

On a décelé une petite quantité d'aminofénitrothion dans quelques échantillons d'eau des deux ruisseaux et à tous les niveaux, particulièrement lorsqu'il y avait eu présence de fénitrothion pendant une heure ou plus. On a aussi relevé, mais moins souvent, de petites quantités de fénitrooxon.

Après microfiltrage (0,45 microns) des échantillons d'eau provenant des deux ruisseaux, on a retrouvé environ la moitié du fénitrothion sur les filtres, ce qui signifie que la majeure partie du fénitrothion avait été adsorbée sur des particules en suspension. Lors d'une analyse en laboratoire, nous avons découvert que le filtre d'acétate de cellulose ne retenait que 5 % du fénitrothion présent dans de l'eau contenant 20 microgrammes de fénitrothion par litre et soumise à une double distillation.

Les échantillons de sédiments provenant du premier centimètre d'eau au-dessus du fond du ruisseau ont été analysés afin d'en déterminer la teneur en fénitrothion et en matières organiques. Dans le cas des échantillons prélevés dans le ruisseau traité à la solution à l'huile, on a obtenu une corrélation positive et quasi-linéaire entre le pourcentage de matière organique et le logarithme de la concentration de fénitrothion. Il est donc évident qu'il y avait eu compartimentage du fénitrothion dans la fraction organique, mais l'analyse n'a fait aucune distinction entre les éléments animaux et végétaux, vivants ou morts, de cette fraction.

Bien que l'ensemble des groupes taxonomiques ait été décelé à l'extrémité supérieure, au milieu et à l'extrémité inférieure de la colonne d'eau, la distribution verticale de la dérive des invertébrés variait selon l'emplacement. Après le traitement, on a découvert par exemple que les larves de chironomide étaient plus abondantes près du sommet de la colonne à un poste d'échantillonnage, et près du fond à un autre. On en a conclu que l'hydrodynamique du cours d'eau affectait davantage la distribution verticale que l'insecticide. Il est donc important que les cribles utilisés pour le prélèvement des invertébrés en dérive interceptent toute la colonne d'eau, fond et surface compris, pour que l'échantillon soit représentatif.

Un rapport détaillé est en cours de préparation.

MOUVEMENT D'UNE PRÉPARATION D'AMINOCARBE À TRAVERS LA MICROCOUCHE SUPERFICIELLE DES SYSTÈMES LENTIQUES ET EFFETS DES PULVÉRISATIONS EXPÉRIMENTALES D'AMINOCARBE SUR LA MICRO-FAUNE ET FLORE AQUATIQUES

par

J.K. Elner[a] et D.J. Wildish

Pêcheries et sciences de l'environnement

Pêches et Océans Canada

([a]Actuellement à l'emploi de la Fundy Isles Marine Enterprises Ltd.)

De juillet 1979 à juillet 1981, nous avons collaboré à une série d'études du milieu microbien-aquatique financées par le programme CANUSA (programme Canada - États-Unis sur les tordeuses des bourgeons de l'épinette). Tous ces travaux comportaient des pulvérisations expérimentales d'aminocarbe en solution dans du nonylphénol.

Nous avons utilisé un pulvérisateur portatif Solo pour traiter trois des quatre étangs d'expérimentation à raison de 140 g/ha IA (étang 1), 280 g/ha IA (étang 2) et 700 g/ha IA (étang 3) - le quatrième étang servant d'étang témoin. Comme nous nous y attendions, et comme dans le cas des pulvérisations opérationnelles, il nous fut impossible d'obtenir des concentrations d'aminocarbe théoriquement uniformes. En conséquence, nous avons donc procédé à des expériences contrôlées pour déterminer certains facteurs causatifs.

Les résultats de l'analyse in situ et des expériences contrôlées indiquent que l'aminocarbe semble se déplacer dans la colonne d'eau et atteindre sa concentration maximale immédiatement à la surface, dans les 22 et 64 heures à 0,2 m et après environ 72 heures à 0,4 m. Dans le cas des expériences contrôlées, la période de rémanence de l'aminocarbe à la surface fut brève, les concentrations y devenant indécelables après 29 heures. Nous avons découvert que le passage de l'aminocarbe de la strate supérieure à la strate inférieure et l'amenuisement éventuel de la concentration dépendaient de certains phénomènes physiques comme le vent.

Lors des expériences effectuées in situ, nous n'avons relevé aucun effet sur l'activité microbienne, même à des doses de 700 g/ha IA (équivalant à une concentration de 53 ppM dans l'étang). Les analyses d'assimilation au carbone 14 ont montré qu'il fallait une concentration d'aminocarbe de 0,98 ppM pour provoquer une chute de 50 % de l'assimilation du carbone par les communautés algales des étangs. Une concentration de 1,5 ppM suffisait à arrêter totalement l'assimilation du carbone; cependant, après une exposition à 2,24 ppM d'aminocarbe, la communauté algale retrouvait en 72 heures sa faculté d'assimilation du carbone 14, ce qui s'explique probablement par la présence de cellules algales résistantes aux insecticides.

RÉFÉRENCES

Elner, J.K. et D.J. Wildish, 1981. "Seasonal data on the microbial community of four New Brunswick ponds, including a period of experimental spraying with MatacilR, "Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 933.

Elner, J.K., D.J. Wildish et D.W. Johnston, 1981, "Fate of sprayed formulated aminocarb in freshwater", Chemosphere 10: 1025-1034.

Elner, J.K. et D.J. Wildish, 1981, "Carbon-14 assimilation by algal communities of oligotrophic ponds treated with formulated aminocarb", Bull. Environ. Contam. Toxicol. (sous presse).

TOXICOLOGIE: QUELQUES ÉLÉMENTS DE BASE

par
I.W. Varty
Centre de recherches forestières des Maritimes
Service canadien des forêts
Environnement Canada

En 1980 et 1981, le fénitrothion et l'aminocarbe (en solution de Matacil 1.8D) étaient les deux insecticides chimiques utilisés lors des programmes opérationnels au Nouveau-Brunswick. Ces produits appartiennent à deux familles de pesticides très différentes. Le fénitrothion est un organophosphoré, famille dont de nombreux composés ont été synthétisés depuis 1945, notamment le malathion et le phosphamidon. Quant à l'aminocarbe, il s'agit d'un carbamate, une famille de composés chimiques qui a vu le jour avec la mise au point du carbaryl (Sevin), un insecticide, en 1953. Tant les organophosphorés que les carbamates agissent par inhibition de la cholinestérase, une enzyme du système nerveux. Chez les insectes, de même que chez les mammifères et les oiseaux, l'insecticide empêche la cholinestérase de contrôler l'acétylcholine, un neurotransmetteur qui sert de médiateur pour le passage des messages à travers l'interface (synapses) des fibres nerveuses. Quoique leurs effets soient à peu près identiques, les actions chimiques des organophosphorés et des carbamates sont relativement différentes. Les organophosphorés inhibent la cholinestérase par phosphorylation du rite actif de l'enzyme, alors que les carbamates forment un lien chimique plus ténu avec l'enzyme, de sorte que l'inhibition de la cholinestérase est rapidement réversible dans ce dernier cas.

Les effets toxiques sur les enzymes du système nerveux sont provoqués non seulement par les composés parents, mais aussi par les produits de décomposition, autant ceux qui sont produits par des processus photochimiques ou hydrolytiques que ceux qui sont produits par le métabolisme de l'animal intoxiqué.

Les métabolites du fénitrothion sont bien connus (Sumitomo Chemical Corp., 1978). Une bonne partie de l'efficacité du fénitrothion provient de ce que celui-ci oxyde le fénitro-oxon dans le corps de l'animal, l'oxon étant un inhibiteur de cholinestérase et d'autres estérases (particulièrement dans le plasma sanguin et le foie des mammifères). On a pu déterminer, sur des animaux de laboratoire, des doses sans effet en mesurant l'inhibition de la cholinestérase du plasma. Le taux de métabolisme, ainsi que la production et l'élimination des métabolites ont été déterminés pour certains animaux. On a aussi procédé à d'autres recherches sur les effets et la persistance du fénitrothion, lorsque l'exposition à cet insecticide est chronique et subaiguë.

La toxicité de tout insecticide est habituellement caractérisée par sa DL 50 déterminée sur des animaux de laboratoire (voir la définition de DL 50 à la page). Selon la Sumitomo Chemical Corp. (1978), "la toxicité aiguë du fénitrothion dépend de l'espèce d'animaux de laboratoire, de leur sexe, des voies de toxicité, du mode d'administration et du type de préparation. La DL 50 aiguë chez les mammifères varie de 33 ppM (chez le rat mâle avec insecticide administré par voie intraveineuse) à 1 850 ppM (chez le cochon d'Inde mâle avec administration par voie orale)". La toxicité des métabolites peut être inférieure ou supérieure à celle du fénitrothion.

La DL 50 de l'aminocarbe pour une gamme variée d'animaux de laboratoire est à peu près identique à celle du fénitrothion. Ses métabolites ont aussi été étudiés (quoique d'une façon moins systématique que pour le fénitrothion). Plusieurs études ont identifié l'hydrolyse comme étant le principal processus de décomposition pour les esters des tissus animaux. Ces études ont permis d'identifier les principaux produits de décomposition. Des expériences faites sur des rats ont montré que la décomposition et l'élimination de l'aminocarbe injecté s'effectuaient rapidement. Mais ici aussi, le sujet est encore loin d'être épuisé.

En outre, comme le soulignent souvent les adversaires de l'usage des pesticides, les essais toxicologiques en laboratoire portent habituellement sur les ingrédients actifs du produit, et non sur la préparation qui est pulvérisée. Cette préparation joue un rôle important au niveau toxique. Les scientifiques ne s'accordent pas encore sur l'importance des adjuvants comme le nonylphénol, selon les conditions locales.

Un problème important en toxicologie est l'acquisition de données sur les voies d'entrée des insecticides dans chaque organisme. Pour les organismes terrestres, les principales voies d'entrée sont les suivantes:

(1) contact dermique, notamment par les pattes lorsqu'elles ne sont pas protégées par de la fourrure, des plumes ou des écailles;

(2) ingestion de proies empoisonnées ou de plantes contaminées;

(3) inhalation d'aérosols et de vapeurs. Les gouttelettes inhalées sont les gouttes minuscules qui caractérisent la dérive; les gouttelettes de plus grand diamètre (plus de 25 microns) peuvent être trop grosses pour pénétrer dans les alvéoles pulmonaires et, de toute façon, elles tombent trop rapidement pour que leur inhalation puisse être prolongée. Quoique l'inhalation présente un risque particulier pour les vertébrés, il semble que les invertébrés puissent absorber les vapeurs émanant des résidus persistant sur le feuillage, soit par la trachée (insectes), soit par le poumon lamellaire (araignées) ou encore par l'exosquelette lui-même. On remarque des voies analogues chez les organismes aquatiques (infiltration à travers la peau, par la voie digestive et le sang ou par les ouïes). La surface de l'eau est fort probablement la partie la plus contaminée du système aquatique juste après les pulvérisations, de sorte que les organismes qui vivent à la surface ou près de celle-ci sont particulièrement vulnérables.

Les études toxicologiques en laboratoire ne font qu'indiquer les dangers potentiels. Les insecticides peuvent empoisonner de nombreuses espèces d'organismes, et s'il est important d'étudier en laboratoire les voies d'intoxication et les pathologies associées aux insecticides, les techniques de laboratoire ont cependant leurs limites. Il est parfois difficile d'extrapoler, à partir des essais de toxicité en laboratoire, où les animaux sont constamment exposés à des doses uniformes, les incidences in situ, là où les concentrations des insecticides peuvent fort bien diminuer rapidement. Ainsi, les essais sur des cultures cellulaires peuvent facilement donner lieu à des interprétations erronées, dans la mesure où ces systèmes excluent les défenses nombreuses et efficaces que le métabolisme dresse contre les toxines exotiques. En fin de compte, la question est de savoir s'il y a vraiment danger dans les conditions réelles.

Il ne faut donc pas se demander "Ce produit est-il nocif?", mais plutôt "Quelle est la dose minimum dont les effets nocifs soient inacceptables?". C'est précisément la raison pour laquelle la surveillance in situ doit se poursuivre, que les risques signalés en laboratoire par les toxicologues soient faibles ou élevés.

RÉFÉRENCE

Sumitomo Chemical Corp., 1978, "Impact of fenitrothion (SumithionR) on the whole environment including humans", Osaka, Japan, 71 p.

ÉTUDES EN LABORATOIRE DE LA TOXICITÉ DES PRÉPARATIONS DE MATACIL[MD], DE FÉNITROTHION ET DE LEURS COMPOSANTS EN 1980

par

W.R. Ernst, G.R. Julien, K.G. Doe, W.R. Parker et W.G. Pelly

Service de la protection de l'environnement

Environnement Canada

Des analyses de toxicité effectuées en laboratoire en 1980 ont porté sur les effets de certaines préparations d'insecticides, et de leurs composants, utilisés dans le programme de lutte contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette sur deux espèces aquatiques. La toxicité du nonylphénol (un adjuvant utilisé dans la préparation de Matacil 1.8D[MD]) a été déterminée par des bioessais létaux sur de jeunes truites arc-en-ciel (Salmi gairdneri) et des embryons, ainsi que sur la Daphnia pulex. L'organisme le plus sensible au nonylphénol fut la D. pulex, suivi des jeunes truites arc-en-ciel. Même si les CL 50 déterminées à l'occasion de ces expériences ont toutes été supérieures aux concentrations de résidus de nonylphénol qu'on observe normalement après les pulvérisations au-dessus des forêts, elles étaient du même ordre de grandeur que certaines concentrations localisées dans l'environnement après les pulvérisations opérationnelles maximales (une pulvérisation saisonnière maximale équivaut à une pulvérisation unique faite à la dose maximale permise aux termes de l'homologation accordée par Agriculture Canada au produit ainsi pulvérisé).

Des bioessais ont aussi été effectués sur la truite arc-en-ciel et le Daphnia afin de déterminer la toxicité du fénitrothion et du Cyclosol 63[MD] (une huile solvante homologuée pour insecticide) individuellement et combinés. Les résultats indiquent que la préparation de fénitrothion/Cyclosol 63 est plus toxique pour la truite arc-en-ciel que la simple somme des toxicités relatives de ces produits ne le laisserait croire. Dans le cas de cette préparation, des concentrations aussi faibles que 32 ppM immobilisent déjà rapidement la Daphnia et lui sont ultérieurement fatales. L'effet synergique du fénitrothion et du Cyclosol 63 signifierait peut-être que les marges de sécurité calculées pour les espèces aquatiques, dans le cadre des programmes de pulvérisation utilisant cette préparation, ne sont peut-être pas aussi grandes qu'on le croyait auparavant. Ces données révèlent en effet que la préparation peut être près de trois fois plus toxique pour la truite arc-en-ciel que ne serait le cas pour une simple somme arithmétique des toxicités respectives du fénitrothion et du Cyclosol 63.

Le rapport de surveillance du SPE ESP-5-AR--81-3 traite de cette étude et d'autres aspects de la surveillance écologique exercée par le Service de protection de l'environnement, région de l'Atlantique (Environnement Canada), dans le cadre du programme 1980 de lutte contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette au Nouveau-Brunswick.

RÉFÉRENCES

Ernst, B.R., G.R. Julien, K.G. Doe et W.R. Parker, 1980, "Environmental investigations of the 1980 spruce budworm spray program in New Brunswick", Rapport de surveillance du Service de protection de l'environnement, EPS-5-AR-81-3.

Holmes, S.B. et P.D. Kingsbury, 1980, "The environmental impact of nonylphenol and the Matacil^{R} Formulation, Part 1", Écosystèmes aquatiques, Institut pour la répression des ravageurs de forêts, Service canadien des forêts, Environnement Canada, Sault-Sainte-Marie, Ontario.

TOXICITÉ AIGUË ET POTENTIEL DE BIOACCUMULATION DES PRÉPARATIONS DE MATACIL 1.8F[MD] ET DE LEURS COMPOSANTS POUR LA FAUNE AQUATIQUE

par

K.G. Doe, W.R. Ernst, W.R. Parker et W.H. Horne

Service de la protection de l'environnement

Environnement Canada

Des titrages biologiques ont été effectués pour déterminer la toxicité du Matacil 1.8F[MD], ainsi que de ses composants et de ses préparations opérationnelles, sur les nombreuses espèces aquatiques. En outre, comme le Matacil 1.8F contient de l'aminocarbe finement broyé, produit qui peut être accumulé par les organismes s'alimentant par filtrage complexe, des expériences ont été effectuées sur des moules (Mytilus edulis) pour vérifier le bien-fondé de cette hypothèse.

Les titrages biologiques de la truite arc-en-ciel (Salmo gairdneri) indiquent que, parmi les éléments entrant dans la préparation 1.8F (Sunspray 7N[MD], diluant 585, Atlox[MD] et aminocarbe de qualité technique), c'est l'aminocarbe technique qui est le plus toxique. Pour la préparation aqueuse proposée pour les pulvérisations opérationnelles (25,7 % de concentré 1.8F, 4,8 % d'Atlox 3409F et 69,5 % d'eau), la toxicité était entièrement attribuable à l'élément aminocarbe. Quant à la préparation à base huile (26,7 % de concentré de 1.8F et 73,3 % de diluant 585), proposée elle aussi pour les pulvérisations opérationnelles, on n'a pu attribuer que 63 % de la toxicité létale aiguë à l'aminocarbe, les 37 % restants étant attribuables à l'huile de dilution. Le concentré de Matacil 1.8F se révéla aussi dix fois moins toxique pour la truite arc-en-ciel que le concentré de Matacil 1.8 à teneur identique en aminocarbe mais dont le solvant est le nonylphénol (McLeese et al., 1980b).

On a aussi étudié la toxicité aiguë des préparations aqueuse et à base huile sur divers invertébrés aquatiques dont la daphnie (Daphnia pulex), un bivalve d'eau douce (Anodonta sp.) et la moule d'eau salée (M. edulis). L'espèce la plus sensible s'est révélée être la daphnie qui fut immobilisée après 48 heures d'exposition à la préparation opérationnelle à base huile, à une dose de 0,38 mg/L. Quant au M. edulis et à l'Anodonta, ces deux espèces ont été exposées pendant 96 heures à une dose d'au moins 260 mg/L sans effets observables.

Pendant 30 jours d'analyse de l'accumulation et de l'élimination avec la formule aqueuse, à des concentrations sublétales (0,05 à 0,5 mg/L), les facteurs de bioconcentration (c'est-à-dire le rapport (concentration dans les tissus)/(concentration dans l'eau)) se sont établis pour M. edulis entre 1,48 et 2,58 pour diverses périodes d'exposition. Les facteurs de concentration se sont ensuite stabilisés après plusieurs jours à une valeur d'environ 1,5. Lorsque les moules exposées à la préparation aqueuse ont été placées dans de l'eau propre, les concentrations d'aminocarbe dans les tissus ont chuté en moins d'une journée en deçà du seuil de détectabilité. Le potentiel d'accumulation du Matacil 1.8F correspond donc aux résultats précédemment signalés pour le Matacil 1.8D (Mcleese et al., 1980a).

En raison de la faible toxicité aiguë du Matacil 1.8F et de son potentiel de bioaccumulation identique à celui du Matacil 1.8D pour les espèces aquatiques, nous préconiserions le Matacil 1.8F plutôt que le Matacil 1.8D comme insecticide forestier opérationnel.

RÉFÉRENCES

McLeese, D.W., D.B. Sergeant, C.D. Metcalfe, V. Zitko et L.E. Burridge, 1980a, "Uptake and excretion of aminocarb nonyl-phenol and pesticide diluent 585 by mussels (Mytilus edulis). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 24, pages 575-581.

McLeese, D.W., V. Zitko, C.D. Metcalfe et D.B. Sergeant, 1980b, "Lethality of aminocarb and the components of the aminocarb formulation to juvenile Atlantic salmon, 6 marine invertebrates and a freshwater clam", Chemosphere 9, pages 79-82.

LÉTALITÉ ET ACCUMULATION DES ALKYLPHÉNOLS DANS LA FAUNE AQUATIQUE

par

D W. McLeese, V. Zitko, D.B. Sergeant, L. Burridge et C.D. Metcalfe

Sciences des pêches et de l'environnement

Pêches et Océans Canada

Cette étude a été entreprise en raison de l'emploi du nonylphénol dans les préparations d'insecticides et de l'usage répandu d'autres alkylphénols dans divers produits.

Les seuils létaux des alkylphénols, du butylphénol au dodécylphénol, sur la crevette (Crangon septemspinosa) et sur le saumoneau atlantique (Salmo salar) sont respectivement de 0,15-2,7 et 0,15-1,0 ppM. La létalité et les bioconcentrations élevées des alkylphénols justifient amplement une étude plus détaillée de leurs sources, ainsi que de leur sort et de leurs effets dans l'environnement.

RÉFÉRENCE

McLeese, D.W., V. Zitko, D.B. Sergeant, L. Burridge et C.D. Metcalfe, 1981, "Lethality and accumulation of alkylphenols in aquatic faune", Chemosphere, 10, pages 723-730.

EFFETS DU MATACIL[MD] SUR LES CELLULES DE CULTURE

par

M.F. Li, R. Zwicker et V. Marryatt

Sciences des pêches et de l'environnement

Pêches et Océans Canada

Des populations de cellules "L" en culture - une culture cellulaire standard en cytologie - se sont considérablement amenuisées dans les 24 heures suivant leur exposition à une préparation concentrée de Matacil en émulsion à la dose de 5 ppm. Les effets cytologiques du Matacil ont été étudiés au microscope ordinaire et au microscope électronique. Au moins une partie des effets toxiques aigus du Matacil était attribuable à la destruction cellulaire. La toxicité des éléments du Matacil (environ 20 % d'aminocarbe, 50 % de nonylphénol et 30 % d'huile de dilution) a été déterminée et la toxicité observée était due en grande partie à la présence de nonylphénol.

TOXICITÉ SUBAIGUË DU FÉNITROTHION TECHNIQUE CHEZ LES RATS MÂLES

par

B. Trottier,[a] A.R. Fraser,[a] G. Planet,[b] D.J. Ecobichon[c] et G. Rona[d]

[a] Département de chimie, Université de Moncton

[b] Hôpital Georges Dumont

[c] Département de pharmacologie et de thérapeutique, Université McGill

[d] Lakeshore Diagnostic Services Inc.

Des rats mâles d'élevage (de souche CD) et pesant de 100 à 125 g ont reçu des doses de fénitrothion par gavage (2,5, 5, 10 ou 20 mg/kg/j) pendant 30 jours consécutifs. Les animaux témoins ont reçu des volumes équivalents du médium taurocholate. Les animaux ont été sacrifiés 8, 15, 22 et 30 jours après le début du traitement et 8, 15, 29, 57 et 85 jours après la fin du traitement. On a effectué les titrages biologiques des cholinestérases du

plasma cervical et des érythrocytes, des carboxylestérases hépatiques ainsi que des carboxylestérases rénaux non spécifiques. On a mesuré la concentration de marqueurs biochimiques sériques de la fonction hépatique. Les sections du foie ayant subi des lésions histologiques ont été examinées au microscope ordinaire.

Le fénitrothion, aux doses de 2,5 à 10 mg par kg de poids corporel, a provoqué peu d'effets nuisibles observables sur les rats mâles, sauf sur les estérases de tissus associés aux esters organophosphorés. Seuls 8 des 36 animaux ayant reçu une dose de 20 mg/kg sont morts, et ce au cours de la première semaine de traitement. On a noté une diminution d'activité des estérases correspondant à la dose administrée; cette diminution a persisté durant toute la période de traitement. On n'a observé des signes réguliers de toxicité manifeste que sur les animaux ayant reçu une dose de 20 mg/kg par jour. L'activité des estérases tissulaires est remontée au niveau des animaux témoins une à deux semaines après la fin des traitements. Ni la biochimie sérique, ni la microscopie ordinaire n'ont révélé des modifications associées au traitement.

Cette étude a été réalisée grâce au ministère de la Santé du Nouveau-Brunswick auquel a été remis en décembre 1979 le rapport intitulé: "Fenitrothion Subacute Toxicity Following Administration as an Emulsion in Sodium Taurocholate: Observed Biochemical and Morphological Parameters in Male Rats".

ÉVALUATION DES DANGERS DE L'UTILISATION DES PESTICIDES FORESTIERS POUR LE MILIEU AQUATIQUE

par

V. Zitko et D.W. McLeese

Sciences des pêches et de l'environnement

Pêches et Océans Canada

Un "modèle d'évaluation des dangers" a été mis au point. Ce modèle, qui utilise des constantes physicochimiques, sera applicable de façon générale dans tout le domaine de la toxicologie écologique. Par ce modèle, on ne tente pas de définir ou de prévoir précisément les effets de quelque produit chimique

que ce soit sur une espèce ou une communauté en particulier, mais plutôt d'indiquer les risques potentiels que présentent divers produits, ce qui permettra de déterminer les substances les moins nocives pour l'environnement. Les auteurs espèrent que ce modèle sera particulièrement utile pour l'évaluation des produits chimiques déjà utilisés ou susceptibles de l'être, pour le traitement à grande échelle des forêts.

RÉFÉRENCE

Zitko, V. et D.W. McLeese, 1980, "Evaluation of hazards of pesticides used in forest spraying to the aquatic environment", Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci., N° 985.

ÉTAT DES CONNAISSANCES ACTUELLES SUR L'ANALYSE DES RÉSIDUS DU FÉNITROTHION ET DE L'AMINOCARBE

par

G.L. Brun

Direction de la qualité des eaux

Direction générale des eaux intérieures

Environnement Canada

Introduction

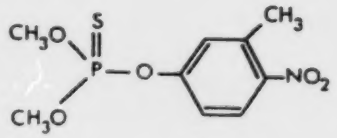
Le fénitrothion (0,0-diméthyl 0-(méthyl-3 nitro-4 phénol) phosphorothioate) est un insecticide de la famille des organophosphorés qui fut introduit pour la première fois en 1959 au Japon par la Sumitomo Chemical Company. Cet insecticide est connu sous diverses appellations commerciales comme le Folithion^{MD} et le Sumithion^{MD}. L'aminocarbe (diméthylamino-4-méthyl-3-phénol méthyl carbamate) est un insecticide de la famille des carbamates qui a été introduit au début des années 60 par Bayer Luverkusen sous l'appellation commerciale Matacil^{MD}.

Ces deux insecticides ont été abondamment utilisés au cours des dernières années dans de nombreux pays. À juste titre, l'inocuité relative de ces produits synthétiques qui sont toxiques pour l'environnement comme pour les hommes a fait l'objet de certaines inquiétudes. Le spécialiste de l'analyse chimique des résidus doit dès lors être en mesure de relever et de quantifier d'infimes traces de ces produits dans des échantillons et spécimens aussi variés que l'eau, les aliments, l'air, le sol, les plantes et les animaux.

Le présent exposé tente d'élucider les procédures et les techniques actuellement employées pour l'analyse des résidus de fénitrothion et d'aminocarbe. Comme les méthodes n'ont guère changé depuis la rédaction du dernier rapport, cet exposé reprend intégralement la description des "connaissances actuelles" donnée dans le rapport d'EMOFICO de 1978-1979.

Propriétés physiques et chimiques

Le fénitrothion est un liquide brun-jaunâtre soluble dans la plupart des solvants organiques, faiblement soluble dans les hydrocarbures aliphatiques et pratiquement insoluble dans l'eau (20 mg/l). Sa pression de vapeur est de 6 x 10^{-6} mm Hg à 20°C et sa densité spécifique est de 1,3. L'aminocarbe pur est un solide cristallin blanc dont le point de fusion est de 93-94°C et qui est facilement soluble dans les solvants organiques polaires, modérément soluble dans les solvants aromatiques et légèrement soluble dans l'eau (2 000 mg/L). Sa pression de vapeur est inférieure à 7,5 x 10^{-5} mm Hg à 20°C. Les structures chimiques sont illustrées ci-dessous.



Fénitrothion (poids moléculaire: 277)

ANALYSE DES RÉSIDUS DE FÉNITROTHION

La chimie du fénitrothion est bien étayée et son analyse, comme celle de la plupart des organophosphorés, ne présente aucune difficulté particulière. Au cours des quatre ou cinq dernières années, l'état des connaissances en la matière n'a guère changé, sauf pour ce qui est de la dégradation des insecticides. Toutefois, les techniques classiques actuellement utilisées sont brièvement exposées dans les paragraphes suivants.

Extraction

L'analyse du fénitrothion en milieu aqueux est habituellement effectuée par extraction séquentielle par un solvant comme le chloroforme (Ripley et al., 1974) ou tout autre solvant approprié. Berkane et al. (1977) ont étendu à l'analyse du fénitrothion l'emploi maintenant largement répandu des résines macroréticulaires XAD. Cette méthode a été modifiée par Pearce et

al. (1979) pour recueillir des échantillons d'eau de pluie sur de longues périodes. Un avantage important de cette technique est la stabilité à long terme de l'insecticide sur la résine.

Les échantillons de sols et de sédiments sont extraits soit à l'acétate d'éthyle (Grift et Lockhart, 1974), à l'acétronitrile ou à l'aide d'autres solvants tels l'hexane:acétone (50:50). Pour ce qui est des échantillons de tissus de poissons et d'organismes végétaux, l'extraction se fait à l'acétate d'éthyle (Grift et Lockhart, 1974) ou à l'acétronitrile (Hallett et al., 1975). Yule et al. (1971) ont analysé des échantillons d'air à l'aide d'un piège solvant/absorbant en phase solide.

Nettoyage

Le nettoyage de la plupart des extraits n'est souvent pas nécessaire lorsqu'on utilise la chromatographie gaz-liquide alliée à la détection à photométrie de flamme. Cependant, une forte coloration des extraits peut indiquer la présence d'une grande variété de coextrants comme le soufre, des substances humiques, des huiles naturelles, des lipides, des cires, des pigments végétaux, etc., qui peuvent provoquer des interférences. Un compartimentage acetronile:hexane suivi d'un nettoyage sur colonne au gel de silice ou au Florisil convient à la plupart des types d'échantillons. Le soufre peut être enlevé par précipitation dans du mercure élémentaire. Les extraits de feuillage nécessitent généralement un nettoyage supplémentaire, particulièrement si on utilise des détecteurs autres que le détecteur à photométrie de flamme. La célite de charbon, utilisée par Moody et al. (1978), a été jugée efficace par certains laboratoires pour décolorer en grande partie le feuillage, mais cette méthode doit faire l'objet d'un examen minutieux à cause des fluctuations observées dans les produits de récupération.

Les produits de récupération obtenus par ces méthodes sont, dans l'ensemble, complets. Des pertes peuvent toutefois survenir, notamment durant le nettoyage, si des contrôles ne sont pas effectués sur des échantillons témoins et suivis de très près pour garantir une récupération maximale. Les produits de dégradation comme l'aminofénitrothion, le fénitrooxon et le S-méthylfénitrothion ont été récupérés avec succès, de même que le composé parent (Moody et al., 1978; Mallet et al., 1978).

Certains laboratoires font actuellement des recherches en vue d'appliquer les méthodes des résidus pour analyser d'autres produits de dégradation, comme ceux qu'ont signalés Miyamato (1977) et Greenhalgh (1979). L'absence d'étalons chimiques rend ces travaux difficiles, car les composés doivent d'abord être synthétisés et purifiés, une tâche qui pourrait être facilitée et moins coûteuse si les fabricants de pesticides voulaient bien faire leur part.

Quantités minimums de fénitrothion et d'aminocarbe décelables dans divers types d'échantillons

Échantillon	Fénitrothion			Aminocarbe	
	DPF[A]	DIFA[B]	DCEH[C]	DIFA	CLHPD[D]
Eau	0,01 mg/l	0,01 mg/l	0,1-0,5 mg/l	0,01 mg/l	0,05 mg/l
Tissus	0,05 mg/kg	0,01 mg/kg	0,1-0,5 mg/kg	0,01 mg/kg	0,05 mg/kg
Sols/sédiments	0,01 "	0,01 "	0,1-0,5 "	0,01 "	0,05 "
Feuillage	0,01 "	0,01 "	0,2 "	0,01 "	0,05 "

[A]DPF: Détecteur à photométrie de flamme

[B]DIFA: Détecteur à ionisation de flamme alcaline

[C]DCEH: Détecteur de condictivité électrolytique par effet Hall

[D]CLHP: Chromatographie liquide haute pression avec détecteur de fluorescence

Confirmation

Il est possible d'obtenir des résultats fiables grâce à une méthode simple de confirmation chimique. Entre autres méthodes de ce type, notons-en une, facile, qui comporte la réduction par chlorure chromeux (Forbes et al., 1975) du fénitrothion en aminofénitrothion, et une autre (Coburn et Chau, 1974), moins aisée, qui utilise la réaction des produits d'hydrolyse phénolique avec du bromure de pentafluorobenzyl pour donner un dérivé halogéné. L'aminofénitrothion est ensuite rapidement analysé au CPGL (Chromatographe en phase gazeuse-liquide) et avec un détecteur spécifique au phosphore, et ce produit est de nouveau analysé au CPGL, mais cette fois-ci avec un détecteur à capture d'électrons. La présence de l'un ou l'autre de ces produits dans les extraits ainsi dérivés constitue une confirmation positive.

Bien que ces méthodes de confirmation soient relativement fiables et moins coûteuses, la confirmation ultime se fait par chromatographie gazeuse couplée au spectromètre de masse. Pour utiliser cette technique, il faut que les extraits d'échantillons soient relativement propres et que les concentrations soient suffisamment élevées pour en permettre la détection.

Aminocarbe (poids moléculaire: 208)

ANALYSE DES RÉSIDUS DE L'AMINOCARBE

À la différence des organophosphorés, l'analyse des carbamates est beaucoup plus difficile et elle exige énormément de compétences pour arriver à des données fiables. Un problème important qui vient ajouter à cette difficulté est l'instabilité thermique de l'aminocarbe sur des colonnes de CPGL. D'autres méthodes et techniques spéciales doivent être employées, par exemple la dérivation, une technique qui, dans ce cas-ci, consiste à transformer des composés labiles en composés plus stables pouvant par la suite être analysés par chromatographie gaz-liquide. On peut aussi recourir à des procédés chromatographiques moins "rudes", comme la chromatographie liquide haute performance.

Extraction

L'extraction de l'aminocarbe, similaire à celles des autres N-méthyl-carbamates, dépend du pH. Par exemple, le substrat d'une solution aqueuse d'aminocarbe ne se départagera pas dans une phase solvante organique de pH inférieur à 3, mais le fera quantitativement pour un pH neutre.

Cette propriété est typique des amines qui peuvent jouer le rôle de bases faibles en acceptant des protons provenant d'acides et former ainsi des sels solubles. L'aminocarbe contient une fraction amine tertiaire qui explique

peut-être pourquoi elle n'est pas extraite en phase organique à pH acide, comme c'est le cas pour les autres N-méthyl-carbamates qui ne possèdent pas de groupes amino. Il s'agit là évidemment d'une caractéristique importante qui peut être utilisée avec succès pour extraire les substances indésirables des échantillons.

Les solvants polaires tels l'acétate d'éthyle et le chlorure de méthylène sont, selon Brun et MacDonald (1978), efficaces pour l'extraction des échantillons aqueux; il en est de même pour les résines XAD qui conviennent aussi très bien, dans ce cas-ci, pour les prélèvements d'eau de pluie. Les échantillons de sols et de sédiments doivent être traités avec un acétate d'ammonium acide faible, selon la méthode indiquée par Caro et al. (1973), pour hydrolyser toute conjugaison ou liaison de l'aminocarbe pouvant se créer sur les sièges de réaction polaire des molécules de sol.

Nettoyage

Lorsqu'un nettoyage supplémentaire est nécessaire après le compartimentage acide-base, la méthode de fractionnement au Florisil sur colonne, décrite par Lawrence et al. (1977), peut être utile.

Identification et quantification

Comme nous le mentionnons ci-dessus, le principal problème dans l'analyse des carbamates est la dégradation thermique sur les colonnes de CPGL. Toutefois, on a découvert que, pour certains carbamates dont l'aminocarbe, la dégradation était négligeable sur des colonnes OV-17 si les paramètres instrumentaux étaient choisis avec soin (Kuhr et Dorough, 1976). Les analyses faites avec cette technique ont donné des résultats positifs dans de nombreux laboratoires lorsqu'on utilisait un détecteur sensible à l'azote. À l'aide d'un détecteur de conductivité électrolytique par effet Hall (DCEH), on a pu déterminer les concentrations minimums décelables de 0,5 ug/l et 0,5 mg/kg respectivement pour l'eau et les substrats solides (Brun et MacDonald, 1978). Les laboratoires ayant utilisé le DIFA et des versions modifiées du DCEH ont obtenu des sensibilités légèrement meilleures (voir le tableau précédent).

S'il faut analyser un nombre important d'échantillons, la dérivation pré-CPGL avec des réactifs comme l'anhydride heptafluorobutyrique (Sundaram et al., 1976) est considérée comme peu commode. L'analyse directe de l'aminocarbe semblerait préférable. Peut-être en raison d'un préjugé favorable de la part de l'auteur, la chromatographie liquide haute pression avec détecteur de fluorescence semble prometteuse à cet égard, car le phénomène de séparation a lieu à température ambiante, ce qui élimine à toutes fins utiles la décomposition au cours du processus.

Les détecteurs de fluorescence et à absorbance UV sont deux détecteurs très sensibles qui sont aujourd'hui disponibles sur le marché avec le chromatographe liquide haute pression avec détecteur de fluorescence. L'aminocarbe, qui présente une fluorescence naturelle, est décelable (Brun et MacDonald, 1978) déjà à des concentrations de 0,05 ug/L dans l'eau, ce qui donne ainsi une sensibilité à peu près dix fois supérieure à celle du détecteur UV 254 nm) et de la chromatographie gaz-liquide utilisant l'appareil DCEH. Il est possible de confirmer la présence d'aminocarbe par chromatographie gazeuse couplée au spectromètre de masse.

Les méthodes chimiques de confirmation des résultats, de même que les méthodes de détermination et d'analyse des produits de dégradation dans divers types d'échantillons, présentent encore certaines lacunes. La sensibilité des méthodes reste perfectible; il devrait être possible en effet d'améliorer d'une décimale les seuils de détectabilité.

RÉFÉRENCES

Berkane, K., G.E. Caissie et V.N. Mallet, 1977, "The use of Amberlite XAD-2 resin for the quantitative recovery of fenitrothion from water - a preservation technique", J. Chromatogr., 139, 386-390.

Brun, G.L. et R.M. MacDonald, 1978, "Analysis of aminocarb in water and sediments by GLC and HPLC", C.I.C. Symposium sur l'aminocarbe, Université de Moncton, 23 et 24 août.

Caro, J.H., D.E. Glotfelty, H.P. Freeman et A.W. Taylor, 1973, "Acid ammonium acetate extraction and election capture gas chromatographic determination of carbofuran in soils", J. Assoc. Off. Anal. Chem. 56, 1319-1323.

Coburn, J.A. et A.S.Y. Chau, 1974, "Confirmation of pesticide residue identity", VIII. Organophosphorus pesticides. J. Assoc. Off. Anal. Chem. 57, 1272-1278.

Forbes, M.A., B.P. Wilson, R. Greenhalgh et W.P. Cochrane, 1975, "Confirmation of organophosphorus insecticides by chemical reaction", Bull. Environ. Contam. Toxicol. 13, 141-148.

Greenhalgh, R. 1979, "Degradation of fenitrothion in a model ecosystem", Eastern Canada Pesticide Residue Workshop, Guelph (Ontario), 15-17 mai.

Grift, N. et W.L. Lockhart, 1974, "Gas-liquid chromatograhic determination of fenitrothion in fish, water, and sediment", J. Assoc. Off. Anal. Chem. 57,: 1282-1284.

Hallett, D.J., R. Greenhalgh, P. Weinberger, et R. Prasad, 1975, "The absorption of fenitrothion during germination of stratified and nonstratified white pine seeds and identification of metabolites formed. Can. J. For. Res. 5: 84-89.

Kuhr, R.J. et H.W. Dorough, 1976, "Carbamate insecticides: chemistry, biochemistry and toxicology". CRC Press Inc.

Lawrence, J.F., D. Lewis et H.A. McLeod, 1977, "Confirmation of some nitro group-containing pesticides by chemical reduction and gas chromatography with electrolytic conductivity detection", J. Agric. Food Chem. 25,: 1359-1361.

Mallet, V.N., G.L. Brun, R.M. MacDonald et K. Berkane, 1978, "A comparative study of the use of XAD-2-resin and the conventional serial solvent extraction procedure for the analysis of fenitrothion and some derivatives in water-preservation techniques", J. Chromatogr., 160,: 81-88.

Miyamota, J., 1977, "Degradation of fenitrothion in a terrestrial and aquatic environments including photolytic and microbial reactions". Pages 105-134, Actes du symposium "Le fénitrothion: les effets à long terme de son utilisation dans les écosystèmes forestiers". Avril 1977, Publication du CNRC N° 16073, Ottawa, R. 1979.

Moody, R.P., R. Greenhalgh, L. Lockhart et P. Weinberger, 1978, "The fate of fenitrothion in an aquatic ecosystem", Bull. Environ. Contam. Toxicol. 19,: 8-14.

Pearce, P.A., G.L. Brun et J. Witteman, 1979, "Off-target fallout of fenitrothion during 1978 forest spraying operations in New Brunswick", Bull. Environ. Contam. Toxicol. 23,: 503-508.

Ripley, B.D., J.A. Hall et A.S.Y. Chau, 1974, "Determination of fenitrothion, phosphamidon, and dimethoate in natural water", Environ. Lett. 7,: 97-118.

Sundaram, K.M.S., Y. Volpé, G.G. Smith et J.R. Duffy, 1976, "A preliminary study of the persistence and distribution of Matacil in a forest environment", Can. For. Serv. Info. Rep. CC-X-116.

Yule, W.N., A.F.W. Cole et I. Hoffman, 1971, "A survey for atmospheric contamination following forest spraying with fenitrothion", Bull. Environ. Contam. Toxicol. 6,: 289-296.

ÉTUDE DE LA DÉGRADATION ET DE LA CINÉTIQUE DE L'AMINOCARBE DANS L'EAU - UNE MÉTHODE D'ANALYSE DES RÉSIDUS DU COMPOSÉ PARENT ET DE QUELQUES-UNS DE SES PRODUITS DE DÉGRADATION

par

D. Lévesque et V.N. Mallet

Département de chimie

Université de Moncton

Cette étude de l'insecticide 4-diméthylamino-3-méthylphényl N-méthyl carbamate (communément connu sous le nom d'aminocarbe) a porté sur les points suivants: (i) l'analyse quantitative de l'aminocarbe et de certains de ses dérivés dans l'eau; (ii) la stabilité de l'aminocarbe dans l'eau; et (iii) l'identification de certains produits de dégradation de l'aminocarbe dans l'eau.

On peut extraire de l'eau des quantités appréciables d'aminocarbe et de plusieurs de ses dérivés à l'aide de la résine Amberlite XAD-4, quoiqu'on puisse aussi employer les résines XAD-2 et XAD-7. Les dérivés récupérables à un pH 7 étaient le produit d'hydrolyse, c'est-à-dire le Matacil phénol, et deux autres dérivés contenant un groupe formyle. Cette étude ne fut toutefois pas exhaustive et elle ne portait pas sur tous les dérivés possibles.

Certaines données cinétiques ont été obtenues sur la dissolution de l'aminocarbe dans l'eau. Pour ce faire, le pourcentage de récupération chronologique de l'aminocarbe a été mesuré, les résultats ont été transcrits graphiquement et la demi-vie a été calculée. On a ainsi obtenu diverses valeurs de "demi-vie" pour l'aminocarbe dans différentes conditions environnementales, en modifiant le pH et la température, en ajoutant des ions métalliques ou de l'oxygène, en conservant les solutions dans l'obscurité ou en les exposant à la lumière solaire, etc. La demi-vie de la solution témoin fut de 342 $\pm$ 10,2 h et la dégradation la plus rapide s'est produite avec un pH élevé (la solution témoin consistait en 100 mg d'aminocarbe dilué dans 1 litre d'eau distillée à deux reprises, avec un pH ajusté à 7,0. Cette solution témoin fut conservée à l'obscurité à une température de 25°C). De nombreuses données ont été relevées à des fins statistiques.

En dernier lieu, on a tenté d'identifier certains des produits de dégradation de l'aminocarbe en solution dans l'eau. Cette expérience a été réalisée dans l'eau distillée à un pH de 7,0 et conservée dans l'obscurité. Même dans ces conditions, la présence de nombreux produits de dégradation était évidente après un court laps de temps. Parmi les nombreux dérivés décelés, la chromatographie gazeuse et la spectrométrie de masse n'ont donné des résultats valides que pour 10 produits chimiques dont le composé parent. L'identité de trois de ces produits a été confirmée par comparaison avec des étalons chimiques. Parmi les stuctures chimiques possibles se trouvaient deux composés qui n'avaient jamais été signalés auparavant comme dérivés de l'aminocarbe.

PROGRÈS DE LA DOCUMENTATION SUR LA DÉRIVE DES INSECTICIDES DANS LES PROGRAMMES DE PROTECTION FORESTIÈRE AU NOUVEAU-BRUNSWICK

par

I.W. Varty

Centre de recherches forestières des Maritimes

Service canadien des forêts

Environnement Canada

Le cadre du programme de protection forestière du Nouveau-Brunswick a été conçu de manière à assurer une pulvérisation relativement uniforme des insecticides en fines gouttelettes au-dessus des peuplements forestiers compris dans les blocs de pulvérisation désignés. À cette fin, la firme Forest Protection Ltd. utilise un groupe de trois avions TBM guidés par deux appareils indicateurs Cessna, de façon à orienter correctement les passages de pulvérisation et à obtenir des traînées parallèles bien espacées et interrompues à temps.

La dérive sous le vent des nuages d'aérosols est un phénomène indispensable lorsqu'il s'agit d'assurer une distribution homogène de l'insecticide sous forme de gouttelettes au-dessus des blocs de traitement prédéterminés dans les forêts infestées par la tordeuse. En revanche, une certaine quantité d'insecticide est ainsi emportée par les vents et dérive dans des zones non visées où la contamination, aussi minime soit-elle, est jugée indésirable. Les craintes du public portent principalement sur deux aspects: a) un éventuel empoisonnement des particuliers se trouvant à proximité ou à distance des zones de traitement, soit directement, soit par une hypothétique accentuation de la virulence des maladies virales; b) le déséquilibre des communautés naturelles et des cultures agricoles. On a déjà accusé la dérive d'être la cause de certaines manifestations du syndrome de Reye chez les humains, de la perte de récoltes de bleuets et de miel, d'une interférence dans les chaînes alimentaires trouvant leur apex chez la truite et le saumon, et aussi de la contamination des mollusques et des sources d'eau potable.

Le règlement de ces problèmes se heurte à un écueil majeur qui est l'absence de données sur le transport des insecticides au-delà des blocs de pulvérisations. C'est la raison pour laquelle le ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick a mis sur pied en 1978, conjointement avec le ministère de la Santé, un groupe de travail sur la dérive afin d'examiner cette question. Au sein de ce groupe, un autre groupe, interdisciplinaire celui-là, étudie par modélisation et par expérimentation les mouvements et le dépôt des aérosols en dehors des couloirs de pulvérisation. Ces travaux permettront d'améliorer l'efficacité des programmes de traitement et de mieux en évaluer les risques. Les efforts de promotion, de financement et de soutien logistiques doivent toutefois être en grande partie attribués à la firme Forest Protection Ltd.

Le problème de la dérive n'est pas aisé à définir. Il ne s'agit pas simplement d'évaluer les concentrations d'insecticide dérivant, sous le vent, à diverses distances des points de pulvérisation. En effet, les variations attribuables aux préparations et aux modes de pulvérisation, aux conditions météorologiques et aux caractéristiques géographiques contribuent à produire pour chaque scénario envisagé un ensemble différent de données. Il faut de plus tenir compte de l'aspect qualitatif des pulvérisations (aérosol ou phase gazeuse, modifications chimiques, spectre dimensionnel des gouttelettes), si l'on veut que les responsables de la santé et les biologistes puissent calculer les risques d'exposition. Pour réduire au minimum les mesures relevées in situ, car elles sont coûteuses, il faut donc recourir à une modélisation mathématique sur ordinateur, les modèles ainsi créés pouvant tenir compte de la variabilité des données initiales.

La modélisation séquentielle du processus de pulvérisation porte sur quatre aspects:

1. la production de gouttelettes de diamètres différents sous l'effet des forces de cisaillement aérodynamiques qui agissent sur l'insecticide liquide à la sortie de l'atomiseur;

2. le transport des aérosols par gravité et par le vent, ainsi que les tourbillons de sillage causés par l'avion;

3. le dépôt des insecticides et l'influence de la préparation, de la taille des gouttelettes, de la turbulence et des caractéristiques des récepteurs, ainsi que la vaporisation subséquente des dépôts;

4. les incidences biologiques.

Ces différentes facettes du phénomène ont été abordées lors d'un colloque portant sur la dérive à grande distance des insecticides utilisés pour les programmes de traitement aérien des forêts. Dans le cadre de ce colloque, on avait utilisé une aire géographique du Nouveau-Brunswick afin de valider un scénario d'expérimentation. Les Drs J.J.C. Picot et D.D. Kristmanson (1980a, 1980b), du département de génie chimique de l'Université du Nouveau-Brunswick, ont par la suite mis au point des modèles de pulvérisation et de transport à courte distance d'un nuage d'aérosol (jusqu'à 500 m sous le vent). Ces deux chercheurs ont ultérieurement procédé à des expériences de validation (de 1979 à 1981).

Un nuage d'insecticide pulvérisé par un appareil TBM est initialement composé de gouttelettes de tailles diverses. Le diamètre volumique médian des gouttelettes formées à la sortie d'un réservoir de fénitrothion en émulsion est de 95 microns, c'est-à-dire que la moitié de la masse (ou du volume) de l'insecticide est constituée par des gouttelettes dont le diamètre est inférieur à ce diamètre médian, et l'autre moitié par les gouttelettes d'un diamètre supérieur à cette valeur médiane (Tomney et al., 1978). Le comportement général du produit après pulvérisation est à peu près le suivant: les gouttelettes les plus grosses descendent sous la ligne de passage, les gouttelettes de diamètre moyen tombent en deçà de 500 m de part et d'autre de cette ligne, alors que les plus petites gouttelettes peuvent couvrir plusieurs milles. Plus de la moitié du volume d'ingrédients actifs pulvérisé tombe en deçà de 70 m sous l'influence de la turbulence créée par l'avion. De façon générale, plus de 80 % du volume d'ingrédients actifs pulvérisé tombe en deçà de 500 m de la ligne de passage, et plus de 90 % en deça de 1 km de ce tracé, toujours sous le vent. Toutefois, ces données peuvent varier selon l'altitude de vol, la nature du terrain, le couvert végétal, les conditions météorologiques et les préparations utilisées. Le déplacement sous le vent augmente avec l'altitude de l'avion et c'est pourquoi il est important que les pilotes s'efforcent de conserver une altitude opérationnelle de 30 m au-dessus de la cime de l'arbre pour assurer un dépôt parallèle des traînées d'insecticides (Picot et Kristmanson, 1980b).

Quant au spectre dimensionnel des gouttelettes à la sortie de l'atomiseur, celui-ci peut être caractérisé par le nombre de gouttelettes et soit par leur masse, soit par leur volume; ce spectre gouverne la distribution des gouttelettes dans l'atmosphère et à la surface des récepteurs. Pour une pulvérisation dont le diamètre volumique médian des gouttelettes est de 92 microns, le diamètre numérique moyen de celles-ci est d'environ 32 microns, c'est-à-dire que la moitié des gouttelettes aura un diamètre inférieur à cette valeur, et l'autre moitié un diamètre supérieur. Ainsi, une faible partie du volume d'insecticide pulvérisé représente une grande partie du nombre de gouttelettes émises. Le faible volume qui dérive à plus d'un kilomètre du point de pulvérisation contiendrait néanmoins une proportion importante du nombre total de gouttelettes émises par l'atomiseur (Picot et Kristmanson, 1980b).

Qui plus est, un facteur supplémentaire vient encore compliquer les choses: la réduction de la taille des gouttelettes par évaporation de l'eau contenue dans celles-ci. Pour le fénitrothion, les émulsions permises contiennent 86 % d'eau. Les gouttelettes perdent la majeure partie de leur eau au cours des 10 à 20 premières secondes (Kristmanson, communication personnelle, 1982). L'évaporation réduit le diamètre des gouttelettes à environ 58 % du diamètre initial, et leur volume à environ 20 % du volume initial. Il s'ensuit que le spectre des gouttelettes à la dérive est beaucoup plus faible que celui des gouttelettes au moment de leur émission, et leur taux de dépôt est en conséquence bien moindre. Les gouttelettes pulvérisées à partir d'une préparation à base huile perdent du poids moins rapidement, l'agent de dilution étant moins volatile. La masse des gouttelettes joue un rôle important car elle influe directement sur la vitesse impartie aux gouttelettes et sur la force avec laquelle celles-ci tombent sur les divers obstacles, tels le feuillage.

Après évaporation de la majeure partie de l'eau, les gouttelettes aéroportées perdent très lentement de leur masse par évaporation de l'ingrédient actif, des adjuvants et de l'eau résiduelle. Toutefois, la vapeur ainsi produite demeure un polluant atmosphérique qui accompagne le nuage d'aérosols.

On peut employer le modèle de Picot-Kristmanson pour prévoir la concentration atmosphérique des gouttelettes à n'importe quelle altitude ainsi que le taux de dépôt sur le feuillage et le sol à n'importe quelle distance sous le vent, et ce en fonction du temps écoulé. Le modèle prévoit que la dérive atmosphérique au-delà de 100 m de la ligne de pulvérisation augmente en raison directe de l'altitude de l'avion et en raison inverse de la vitesse du vent. Les biologistes noteront que le feuillage des conifères constitue un excellent filtre pour les gouttelettes, ce qui réduit leur dépôt au sol. Des expériences réalisées in situ en 1980 ont révélé que, pour une émulsion de fénitrothion pulvérisée par un appareil TBM, environ 3 % des gouttelettes se déposaient au sol, sous le couvert forestier, en deçà de 100 m de la ligne de pulvérisation (Picot et Kristmanson, 1980b).

Crabbe et al., (1980a, 1980b) mettent actuellement au point un modèle pour la dérive à grande distance - plus de 1 km - au laboratoire d'aérodynamique instationnaire du Conseil national de recherches du Canada. Ce modèle a été mis à l'essai à partir des résultats expérimentaux obtenus in situ entre 1979 et 1981. Les essais laissent supposer que des conditions météorologiques turbulentes (conditions quasi-neutres lors de la rupture de la couche d'inversion) causent moins de dérive que les conditions non turbulentes généralement associées à la stabilité du petit matin. Lors d'un des essais in situ, 6 % de l'ingrédient actif se trouvait encore en suspension dans l'air à 7,54 km sous le vent dans des conditions turbulentes, alors que 16 % demeuraient en suspension dans des conditions d'inversion. Dans ce dernier cas, l'absence de turbulence atmosphérique avait eu pour effet de réduire le dépôt par turbulence des gouttelettes en dérive dans la forêt. Comme on pouvait s'y attendre, un temps venteux provoque un dépôt plus rapide des gouttelettes sur le couvert forestier. Les gouttelettes relevées à 7,5 km du point de pulvérisation étaient de très petit diamètre, soit de l'ordre de 2 à 20 microns.

Les deux modèles, dérive à courte distance et dérive à longue distance, devront encore être améliorés et par la suite être validés en conditions réelles, notamment en ce qui a trait à la dispersion verticale et au comportement tourbillonnaire du nuage d'aérosol.

Des essais in situ ont été effectués en 1980 et 1981, lors de la mise au point du modèle, afin d'évaluer pour l'homme l'exposition aux insecticides en dérive à diverses distances sous le vent (Crabbe et al., 1980b). Ces essais ont été en grande partie financés par Forest Protection Ltd. ainsi que par le ministère de la Santé du Nouveau-Brunswick. Les recherches visaient à déterminer la masse d'aérosols (gouttelettes d'un diamètre inférieur à 50 Mm) susceptible d'être inhalée pendant une journée par un particulier se trouvant sous le vent du corridor de pulvérisation. Ces renseignements sont utiles pour l'établissement ou la modification des zones tampons. Les blocs de pulvérisation sont traités par de nombreux passages parallèles, et chaque passage contribue à la dérive totale des insecticides sous leur vent. Toutefois, à proximité des limites du bloc, le risque d'inhalation dépend principalement de la distance du passage le plus proche, alors qu'à 1 km de la limite sous le vent, le nombre de passages devient le facteur le plus important (Crabbe et al., 1980b).

Ces essais ont révélé que, dans le cas de pulvérisations par passages multiples, l'exposition aux aérosols respirables à 300 m sous le vent, représentait la moitié environ du taux d'exposition sous la ligne de passage. Le diamètre des gouttelettes diminue rapidement par dépôt et évaporation. À 500 m sous le vent, le plus gros du nuage d'aérosol était composé de gouttelettes dont le diamètre avoisinait les 4 Mm. En quelque endroit que ce fût dans la zone de dérive à courte distance, l'exposition à l'insecticide ne durait que de 20 à 30 minutes. Toutefois, le nuage de vapeur associé aux dépôts d'insecticide sur le feuillage augmentait durant les heures chaudes de la journée; ce nuage persistait pendant au moins 10 heures après la pulvérisation. Les essais ont en outre indiqué qu'un particulier se trouvant à 1 km sous le vent d'un bloc traité par passage multiple pouvait inhaler jusqu'à 2,4 microgrammes de fénitrothion durant une journée de travail de 10 heures suivant immédiatement des passages de pulvérisation. La pollution atmosphérique causée par la dérive des aérosols semble donc être faible et de courte durée, alors que l'exposition aux vapeurs peut durer plus longtemps et être plus prononcée.

La stabilité chimique du fénitrothion et de l'aminocarbe en dérive est un sujet de controverse. Les travaux de Wiesner et al., (1981) ont démontré qu'aucun de ces deux insecticides ne faisait l'objet d'une photodégradation au cours des 5 premières minutes de leur dérive en phase aérosol. Ces chercheurs ont déterminé, dans un photoréacteur de laboratoire, que la demi-vie de la phase gazeuse était de 61 minutes pour le fénitrothion et de 38 minutes pour l'aminocarbe; il est donc possible de déceler certains produits de dégradation dans le nuage de vapeur. On ignore pour le moment l'importance toxicologique de ces modifications chimiques à si faible échelle.

Les ministères fédéraux de l'Agriculture et de la Santé et du Bien-être social mettent actuellement au point des modèles d'exposition maximale aux pesticides, pour diverses situations d'activité professionnelle (C.A. Franklin, communication personnelle, 1980). Dans le modèle réalisé pour le cas d'un particulier exposé aux pulvérisations forestières (modèle introduit en 1979), la principale voie d'intoxication est le contact dermique - par impact direct ou par éclaboussures. Le dépôt maximal sur la peau d'un adulte entièrement habillé et se tenant debout sous la ligne de pulvérisation et qui ne serait pas protégé par le feuillage serait d'environ 0,7 mg. L'exposition par ingestion (en fait par inhalation d'aérosols avalés par la suite) ajouterait environ 0,35 mg, alors que l'inhalation profonde d'aérosol de fénitrothion peut ajouter 0,035 mg, ce qui représente au total une exposition de 1 mg de fénitrothion pendant les 10 minutes que dure le passage du nuage. Ces estimations sont fondées sur les données brutes, disponibles en 1979, sur le comportement des nuages d'aérosols; il est probable que ces taux d'exposition seront substantiellement différents pour les nouveaux modèles, plus élaborés (Crabbe et al., 1982). Selon le modèle de Crabbe, qui fait état d'une diminution des concentrations proportionnelle à la distance sous le vent des lignes de pulvérisation, les trois modes de contact causeraient une exposition bien inférieure à 1 km de la limite du bloc de pulvérisation.

Les effets écologiques de la dérive des insecticides sont très difficiles à déterminer. Même si l'on peut démontrer que cette dérive est cause de mortalité chez les insectes, il est malaisé de prouver que cette mortalité a une incidence importante sur la dynamique des populations, la stabilité des communautés, les processus écologiques ou encore sur la productivité ou les ressources.

Les espèces d'insectes qui jouent le rôle d'indicateurs écologiques peuvent donner une idée de l'ampleur d'une telle influence. Des plateaux de récupération placés sous les arbres peuvent servir à recueillir les insectes empoisonnés par les insecticides à la dérive. La larve de la tordeuse, l'hyménoptère parasite adulte et la fourmi ouvrière sont de bons indicateurs pour les peuplements de sapins et d'épinettes pour des distances jusqu'à 1,2 km sous le vent. Toutefois, le taux d'insectes moribonds ainsi recueillis n'est pas toujours étroitement relié aux taux de dépôt des insecticides. Il arrive en effet que les insectes susceptibles ne soient ni dans un habitat vulnérable, ni dans une phase de comportement qui les rend vulnérables; dans les cas de ce genre, des dépôts importants ne produisent pas une mortalité également importante.

Les abeilles domestiques et leurs homologues sauvages, comme les halictes et les andrènes, sont elles aussi exposées à la dérive sous le vent, laquelle peut aller jusqu'à 3 km dans le cas des bleuetières (Wood et Stewart, 1976). On a déterminé la mortalité causée chez les abeilles par les insecticides en dénombrant les abeilles fréquentant une parcelle de terrain par unité de temps, avant et après les pulvérisations (Wood, 1979). Les abeilles peuvent être exposées aux insecticides présents dans les gouttelettes en suspension dans l'air, les vapeurs des dépôts, ou encore dans les résidus des dépôts recouvrant les fleurs ou le pollen. Il est très difficile de quantifier les récoltes perdues en raison d'une mortalité des abeilles due aux insecticides, car la productivité dépend de nombreux autres facteurs.

Des résidus d'insecticides ont été décelés dans des bivalves côtiers à des distances allant jusqu'à 50 km des blocs de pulvérisation, ce qui indique bien l'importance de la dérive (Mallet 1980). Il va de soi que les moules peuvent aussi accumuler le fénitrothion présent en faible quantité dans les eaux côtières et celles des estuaires, fénitrothion qui provient probablement du lessivage par la pluie des nuages d'aérosols plus lointains. On a découvert des traces d'insecticides dans des échantillons d'eau de pluie recueillis à plus de 85 km de la source la plus rapprochée (Pearce et al., 1979).

Les connaissances théoriques et expérimentales actuelles sur la dérive des insecticides sont donc étendues. Il faudra toutefois obtenir davantage de données sur les conditions météorologiques, la nature des terrains, le type de feuillage et les vents pour en déterminer l'influence sur le transport des aérosols et des vapeurs. Le but pratique de ces travaux est de nous permettre d'utiliser moins d'insecticide tout en conservant un rendement optimal et en réduisant le phénomène de dérive. À cette fin, il faudra tirer parti de nos connaissances en matière de spectre dimensionnel, de conditions météorologiques favorables aux pulvérisations et d'efficacité des divers modes d'impact des pulvérisations.

RÉFÉRENCES

Crabbe, R.S., S.J. Davie, L. Elias et M.K. Krzymien, 1982, "Field study of the effect of atmospheric stability on target deposition and effective swath widths for aerial forest sprays in New Brunswick", Partie 1. Nat. Aeronaut. Estab. Lab. Tech. Rep. LTR-UA-61. 19 p. 4 fig.

Crabbe, R., L. Elias, M. Krzymien et S. Davie, 1980a, "New Brunswick forestry spray operations: field study of the effect of atmospheric stability on long-range pesticide drift", Nat. Aeronaut. Estab. Lab. Tech. Rep. LTR-UA-52 NRCC 51 p. 14 fig. Ottawa.

Crabbe, R., M. Krzymien, L. Elias et S. Davie, 1980b, "New Brunswick spray operations: measurement of atmospheric fenitrothion concentrations near the spray area", Nat. Aeronaut. Estab. Lab. Tech. Rep. LTR-UA-56 NRCC 43 p. 19 fig. Ottawa.

Mallet, W.N., 1980, "The detection of fenitrothion in coastal and estuarine shellfish", pp. 72-73 dans Varty, I.W. (éd.), "Environmental surveillance in New Brunswick 1978-1979. Effects of spray operations for forest protection", Université du Nouveau-Brunswick, Fredericton.

Pearce, P.A., G.L. Brun et J. Witteman, 1979, "Off-target fallout of fenitrothion during 1978 forest spraying operations in New Brunswick", Bull. Environ. Contam. Toxicol. 23: 503-508.

Picot, J.J.C., D.D. Kristmanson, B. Chitrangad et G. Henderson 1980a. "Near field drift in aerial spraying", Rapport non publié rédigé pour Forest Protection Ltd. 101 p. Fredericton, N.-B.

Picot, J.J.C., et D.D. Kristmanson, 1980b, "Aerial spraying of coniferous forests - a model for dispersion and deposition", Rapport non publié rédigé pour Forest Protection Ltd. 22 p. Fredericton, N.-B.

Tomney, T.D., J.B. Smedley, D.D. Kristmanson et J.J.C. Picot, 1978, "The characteristics of drop size distribution generated by aerial spray atomizers", Département de génie chimique, Université du Nouveau-Brunswick, Fredericton, N.-B.

Wiesner, C.J., J.B. Addison et P.J. Silk. 1981, "Atmospheric photochemistry of fenitrothion and Matacil", Rapport NB-RPC C/10/108, non publié, rédigé pour Forest Protection Ltd. 16 p. Fredericton, N.-B.

Wood, G.W., et D.K.R. Stewart, 1976, "Fenitrothion residues in blueberry fields after aerial forest spraying", Bull. Environ. Contam. Toxicol. 15: 623-9.

Wood, G.W, 1979, "Recuperation of native bee populations in blueberry fields exposed to drift of fenitrothion from forest spray operations in New Brunswick", J. Econ. Entomol. 72: 36-39.

ÉTUDES SUR LES PESTICIDES

DÉTERMINATION DES RETOMBÉES HORS-CIBLE DURANT AUX PROGRAMMES 1980 ET 1981 DE LUTTE CONTRE LA TORDEUSE DES BOURGEONS DE L'ÉPINETTE

par
H.S. Bailey et P.E. Belliveau
Direction de la qualité des eaux
Direction générale des eaux intérieures
Environnement Canada

Les chercheurs se sont toujours efforcés d'en savoir davantage sur la dérive quantitative et qualitative des pesticides, hors des zones de traitement visées par les programmes de lutte contre la tordeuse. En 1978, Pearce, Brun et Witteman ont étudié cette dérive hors-cible et ils ont découvert que de faibles quantités de fénitrothion pouvaient être décelées dans l'eau de pluie prélevée à 85 km du bloc traité le plus rapproché (Pearce et al., 1979). En 1979, Pearce et Brun ont appliqué à la dérive de l'aminocarbe la méthodologie utilisée pour étudier la dérive du fénitrothion, et ils ont obtenu des résultats similaires (le rapport de cette étude est en cours de rédaction). En 1980, on a étudié l'incidence des retombées "à sec" par opposition au lessivage causé par les précipitations, et en 1981 le processus de dépôt de l'insecticide en période de précipitations a également été étudié.

L'étude effectuée en 1980 visait à déterminer l'importance relative des retombées d'insecticide hors-cible "à sec" et par lessivage. Pour ce qui est de l'étude de 1981, les chercheurs s'étaient fixés deux objectifs: (1) déterminer l'envergure de la dérive des insecticides; et (2) déterminer les concentrations d'insecticides pour des occurences pluviales séquentielles.

Au cours du programme de 1980, on a disposé en double des collecteurs en vrac et des collecteurs ponctuels en deux endroits situés en dehors des zones de traitement: le Parc national Fundy, au lac Wolf, et la Base des forces canadiennes (BFC) de St-Margaret. Les premiers restèrent ouverts en permanence, piégeant ainsi les retombées "à sec" et par lessivage, alors que les seconds ne s'ouvraient que lorsqu'il y avait précipitation.

En 1981, des collecteurs séquentiels capables de recueillir environ 3 litres d'eau durant une précipitation de 10 mm ont été installés dans le Parc national de Kouchibouguac, près du bureau d'information, ainsi que dans le Parc national Fundy, au lac Wolf. En outre, des collecteurs en vrac ont aussi été installés aux mêmes endroits. On a installé les collecteurs environ une semaine avant les pulvérisations, et on les a relevés une semaine après la fin des opérations.

Les collecteurs ponctuels, séquentiels et en vrac utilisaient comme piège à insecticide des colonnes à résine XAD-4. Après chaque précipitation d'au moins 10 mm, les colonnes étaient relevées aux fins d'analyse de leur teneur en fénitrothion (1980) et en aminocarbe (1980).

En 1980, 20 échantillons ont été recueillis à St-Margaret et 16 dans le Park national Fundy. Ces échantillons furent analysés pour en déterminer la teneur en fénitrothion et en aminocarbe. Les analyses ont révélé une valeur positive (proche du seuil de détection) pour le fénitrothion présent dans un échantillon recueilli à St-Margaret, et quatre valeurs positives (environ 0,1 ppM) pour le fénitrothion contenu dans les échantillons provenant du parc Fundy. Les teneurs relevées étaient équivalentes pour les échantillons recueillis par les collecteurs ponctuels et en vrac, ce qui indique bien que le lessivage était effectivement le principal facteur de dépôt.

Pour ce qui est du programme de 1981, 36 échantillons provenant du Parc national Kouchibouguac et 44 du Parc national Fundy ont été analysés. Un bref examen des données préliminaires révèle que 28 échantillons du Parc Kouchibouguac présentaient des valeurs positives s'étalant entre la simple trace et 1 pp^M. Pour les échantillons du Parc national Fundy, 15 échantillons ont présenté des valeurs positives comprises entre 0,07 et 2,29 pp^M. Les données brutes obtenues à partir des collecteurs séquentiels indiquent que 60 à 90 % du fénitrothion est lessivé par les 10 premiers millimètres de pluie.

Un rapport sur les deux programmes (1980 et 1981) était en cours de rédaction lors de la compilation du présent rapport et devrait être terminé en avril 1982.

RÉFÉRENCE

Pearce, P.A., G.L. Brun et J. Witteman, 1979, "Off-target fallout of fenitrothion during 1978 forest spraying operations in New Brunswick", Bull. Environ. Contam. Toxicol., 23, pp. 503-508.

EFFICACITÉ DES ZONES TAMPONS - ÉTUDE EFFECTUÉE DANS LE CADRE DU PROGRAMME 1980 DE LUTTE CONTRE LA TORDEUSE DES BOURGEONS DE L'ÉPINETTE

par

W.R. Ernst, G.R. Julien, K.G. Doe, W.R. Parker et W.G. Pelly

Service de protection de l'environnement

Environnement Canada

Des études in situ effectuées en coopération avec Environnement Nouveau-Brunswick ont révélé qu'une "zone tampon" non traitée de 400 m autour d'un petit lac suffisait à réduire les dépôts d'insecticide à la surface du lac, et ce dans des proportions de 92 % et 80 % respectivement, après une première et une seconde pulvérisations, par rapport à un lac similaire mais non protégé par une zone tampon. Ces observations ont été faites après des pulvérisations opérationnelles de fénitrothion en préparation aqueuse à la dose de 210 g/ha IA, par un appareil TBM équipé de gicleurs TEE (avec pointeaux 11010). Une comparaison des concentrations de fénitrothion dans les eaux de surface des deux lacs après la première pulvérisation révéla une réduction de 56 % grâce à la zone tampon.

Le rapport EPS-5-Ar-81-3, décrit cette étude ainsi que d'autres aspects de la surveillance environnementale exercée par le Service de protection de l'environnement (Environnement Canada), région de l'Atlantique, dans le cadre du programme 1980 de lutte contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette au Nouveau-Brunswick.

RÉMANENCE DU NUAGE DE FÉNITROTHION

par

G.W. Wood

Station de recherche d'Agriculture Canada

À l'aide de petits échantillonneurs d'air portatifs, il a été possible d'étudier la rémanence du nuage de fénitrothion à proximité et à l'intérieur de trois blocs distincts lors du programme 1981 de lutte contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette. L'échantillonneur était composé d'un entonnoir de 40 mL en plastique (superficie de 12,6 m^2) contenant 6 g de résine Amberlite XAD-2 à travers laquelle l'air ambiant était aspiré à l'aide d'une petite pompe à diaphragme (Brailsford) au débit d'environ 3 L/min. À chaque lieu de prélèvement, l'échantillonneur fut monté sur un socle à 1 m au-dessus du sol et des échantillons d'air consécutifs de cinq minutes furent prélevés pendant l'heure suivant le passage d'un avion pulvérisateur à proximité.

Le fénitrothion fut ensuite extrait de la résine XAD-2 en deux étapes: d'abord avec un solvant hexane-acétone (1:1) puis à l'acétone, après quoi il fut réduit à 1 mL, à 40°C dans un évaporateur rotatif et analysé en chromatographie gaz-liquide sur une phase liquide OV-17, à 200°C, au détecteur à photométrie de flamme.

Aucun avion pulvérisateur ne passait directement au-dessus des échantillonneurs, de sorte que tous les échantillons d'insecticide prélevés étaient le produit de la dérive des nuages d'insecticides. Les intervalles minimum et maximum entre le passage d'un avion pulvérisateur et le prélèvement des échantillons furent respectivement de 5 et de 25 minutes. L'intervalle maximal fut enregistré dans le cas d'un bloc de pulvérisation pour lequel les longerons de pulvérisation avaient dû être fermés pendant 1 km environ pour éviter une petite rivière. Il s'agit en l'occurence d'une pulvérisation en soirée effectuée par temps calme.

La rémanence minimum du nuage d'insecticide primaire (c'est-à-dire le premier à passer au-dessus du site d'échantillonnage) fut de 5 minutes, à 1 km sous le vent de la trajectoire la plus rapprochée. *À chaque endroit, on releva également le passage d'un nuage secondaire de 20 à 40 minutes après le nuage primaire.

* La vélocité du vent au sol fut d'environ 2 km/h. La rémanence maximale du nuage d'insecticide primaire fut de 15 minutes, cette observation ayant été faite par temps calme.

Les concentrations d'insecticide relevées à la suite du passage des nuages secondaires furent de loin inférieures à celles des nuages primaires. De plus, elles auraient pu provenir de n'importe quelle partie du bloc de pulvérisation.

Dans les nuages primaires, la concentration maximale d'insecticide relevée fut comprise entre 90,3 et 441 ug/m^3 pour chaque prélèvement de cinq minutes. La concentration la plus forte fut relevée à 1 km sous le vent du bloc de traitement, alors que le vent soufflait à environ 2 km/h. Pour les nuages secondaires, la concentration la plus forte fut de 65,2 ug/m^3.

DISTRIBUTION, PERSISTANCE ET SORT DES PRÉPARATIONS DE MATACIL[MD] DANS L'ÉCOSYSTÈME D'UN COURS D'EAU

par
K.M.S. Sundaram
Institut pour la répression des ravageurs forestiers
Service canadien des forêts
Environnement Canada

Une préparation d'aminocarbe fluide récemment mise sur le marché (Matacil[MD] 180 F), une préparation colloïdale concentrée, a été déversée à intervalles réguliers dans différents tronçons d'un cours d'eau proche de Sault-Sainte-Marie (Ontario) sous différentes formes: (i) une émulsion aqueuse (180FE); (ii) une préparation dans une huile (180FO); et (iii) le concentré soluble ordinaire (180D) dans l'huile de dilution 585.

Les résidus d'aminocarbe ont disparu très rapidement (à peine quelques heures après leur déversement) dans le cours d'eau, en raison principalement du phénomène de dilution. Le taux d'élimination de l'insecticide fut proportionnel au débit du cours d'eau pour tous les types de préparations. Dans chaque cas, les échantillons de sédiments contenaient encore des concentrations très faibles, quoique décelables, d'aminocarbe pendant un court laps de temps (pour la préparation 180FE: concentration maximale de 20,2 ppM cinq minutes après la pulvérisation); après 30 minutes, il ne restait plus que des traces d'insecticide (3 ppM).

L'émulsion a persisté dans l'eau pendant 1 heure à de faibles concentrations (0,1 ppM), et pendant plus longtemps dans les sédiments (3 ppM après 1 heure), soit des valeurs plus élevées que dans le cas des deux préparations à base d'huile (180F et 180D) en raison de l'agent tensio-actif hydrophile Atlox 3409[MD] présent dans l'émulsion.

Des spécimens de jeunes truites arc-en-ciel d'élevage furent placés dans des cages et immergés dans les segments du cours d'eau traités à l'aminocarbe. Les poissons exposés à l'émulsion ont fixé de l'aminocarbe. Toutefois, tant chez ces spécimens que chez ceux qui furent exposés dans les

autres segments du cours d'eau, les concentrations restèrent faibles (maximum de 127 ppM selon le poids net) et ne furent pas jugées significatives du point de vue toxicologique. Au cours de l'expérience, on n'a observé chez les poissons ni mortalité, ni modification notable du comportement.

DISTRIBUTION, PERSISTANCE ET SORT DES PRÉPARATIONS DE MATACIL[MD] DANS UN ÉCOSYSTÈME FORESTIER

par
K.M.S. Sundaram
Institut pour la répression des ravageurs forestiers
Service canadien des forêts
Environnement Canada

Trois préparations d'un nouvel aminocarbe fluide récemment mis sur le marché (Matacil[MD]180F) ont été pulvérisées à deux reprises par avion sur des parcelles de forêts conifères mixtes du Nouveau-Brunswick, à la dose de 70 g/ha IA. On a utilisé les préparations suivantes: (i) émulsion aqueuse (180FE); (ii) préparation en dilution dans le diluant 585 de Shell; et (iii) concentré soluble ordinaire dans de l'huile, solution contenant du nonylphénol dilué dans l'huile Sunspray 6N de Shell (180D).

On a étudié la distribution, la persistance et le sort des résidus d'aminocarbe dans des échantillons d'aiguilles de sapin, de litière forestière et de sol prélevés à intervalles différents. Ces échantillons ont été analysés en chromatographie gaz-liquide, après extraction au solvant et nettoyage.

La concentration des résidus contenus dans les aiguilles du sapin baumier était le plus souvent faible, mais elle dépendait toutefois des préparations utilisées. De façon générale, on a découvert que les concentrations de résidus étaient plus élevées pour les échantillons traités avec les préparations à base huile 180D et 180FO, que pour ceux traités avec la préparation aqueuse 180FE. Pour chacune de ces préparations, l'ingrédient actif est rapidement dissipé. La demi-vie de l'ingrédient actif est faible et le niveau des résidus diminue de façon curviligne en fonction du temps.

Les concentrations de résidus d'aminocarbe étaient minimes dans le sol, par rapport aux concentrations présentes dans la litière forestière. Dans cette dernière d'ailleurs, les résidus décelables persistèrent plus longtemps.

Les additifs des préparations semblent jouer un rôle important dans le spectre dimensionnel des gouttelettes et les caractéristiques de dépôt des insecticides.

Les résultats obtenus lors de cette étude corroborent les résultats précédents (Sundaram et al., 1976), ce qui confirme ainsi le fait que l'aminocarbe est rapidement dissipé et a une faible persistance dans certains des substrats forestiers étudiés.

RÉFÉRENCE

Sundaram, K.M.S., Y. Volpé, G.G. Smith et J.R. Duffy, 1976, "A preliminary study of the persistance and distribution of MatacilRin a forest environment". Service canadien des forêts, Institut de recherche en répression chimique, Rapport CC-X-116, 44 p.

ÉTUDE DES RÉSIDUS CHIMIQUES DANS LE CADRE DU PROGRAMME DE PULVÉRISATIONS CONTRE LA TORDEUSE DES BOURGEONS DE L'ÉPINETTE EN 1980 AU NOUVEAU-BRUNSWICK - UN PROJET PILOTE

par

V.N. Mallet

Département de chimie

Université de Moncton

Ce rapport porte sur l'analyse des concentrations de fénitrothion présentes dans 465 échantillons d'eau et d'air. Ces échantillons ont été prélevés dans le cadre du programme de pulvérisations contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette réalisé au Nouveau-Brunswick en 1980. Les échantillons d'eau ont été prélevés dans la rivière Nepisiguit près de Bathurst (trois sites différents) et dans deux ruisseaux (un site par ruisseau), soit le Site 44 et la Little Elbow, un affluent de la rivière Nepisiguit. Des échantillons furent également prélevés dans un lac à castor (un site) le long de la route 430, près du terrain d'aviation de Sevogle. On a aussi prélevé des échantillons dans la rivière Canaan et deux ruisseaux qui s'y déversent, soit les ruisseaux Canaan est et sud (un site d'échantillonnage par ruisseau). Le réservoir Turtle Creek de la ville de Moncton fut le troisième site d'échantillonnage.

Les échantillons d'air ont été prélevés en trois emplacements: le premier au terrain d'aviation de Sevogle, le deuxième à l'intersection de la route 430 et de la rivière Nepisiguit et le dernier sur le campus de l'Université de Moncton.

De façon générale, nous avons décelé la présence de fénitrothion dans les échantillons d'eau lorsque cet insecticide avait été pulvérisé à proximité immédiate des sites d'échantillonnage. La concentration maximale relevée fut de 20 ppM et la persistance du fénitrothion se limite le plus souvent à quelques jours, sauf dans le cas du lac à castors où nous avons relevé la présence de l'insecticide pendant 18 jours consécutifs. On a aussi décelé de

l'aminofénitrothion, à une concentration maximale de 8,0 ppM. Nous n'avons trouvé aucune trace de fénitrothion ou d'aminofénitrothion dans les échantillons prélevés avant les pulvérisations ou une semaine après la fin de celles-ci.

Quant aux échantillons d'air, il n'ont révélé qu'occasionnellement la présence de fénitrothion, la concentration maximale étant de 1,2 mg/dm^3. Bien que l'origine du fénitrothion soit incontestable, la présence d'aminofénitrothion demeure encore inexpliquée.

Les résultats indiquent que la contamination fut généralement faible dans les zones traitées et pour ainsi dire inexistante dans les zones non visées.

Une description plus détaillée de cette étude est présentée dans le rapport intitulé "Étude de résidus chimiques dans le cadre du programme de pulvérisations contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette au Nouveau-Brunswick, en 1980" , par Victorin N. Mallet, (N° 80-CP-18, Environnement Nouveau-Brunswick, Fredericton (N.-B.), 30 septembre 1980).

ÉTUDE DES RÉSIDUS DE FÉNITROTHION DANS LE CADRE DU PROGRAMME DE PULVÉRISATIONS CONTRE LA TORDEUSE DES BOURGEONS DE L'ÉPINETTE EN 1981 AU NOUVEAU-BRUNSWICK

par
V.N. Mallet
Département de chimie
Université de Moncton

Cette étude a porté sur une analyse de 136 échantillons d'eau, d'air, de feuillage, de litière forestière et de sédiments effectuée dans le but de vérifier la présence de fénitrothion et de certains de ses produits de dégradation connus, en l'occurence l'hydroxyméthylfénitrothion, le S-méthylfénitrothion, le fénitrooxon, l'aminofénitrothion, le

formylfénitrothion et le nitrocrésol (3-méthyl 4-nitrophénol). L'étude en question fut entreprise dans le cadre du programme (1981) de lutte contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette au Nouveau-Brunswick.

Des échantillons ont été prélevés dans l'eau de la rivière Canaan et analysés afin de comparer la teneur en fénitrothion de ces échantillons avec celles présentes dans les échantillons recueillis en 1980. Les résultats de 1981 furent très similaires à ceux de 1980, en ce sens que les concentrations de fénitrothion étaient très faibles (1,3 ppM au maximum) et persistèrent au plus quelques jours après la pulvérisation.

L'étude de 1981 comportait aussi le prélèvement et l'analyse d'échantillons d'eau, d'air, de litière forestière et de sédiments dans le secteur de la rivière Aboujagane. Les échantillons d'eau contenaient de faibles concentrations de fénitrothion qui n'ont persisté que quelques jours. L'air fut échantillonné pendant 8 jours consécutifs (prélèvements de 24 heures) et l'on a décelé à deux reprises des traces de fénitrothion (0,08 et 0,04 ng/dm3). Nous avons noté la présence de fénitrothion dans des échantillons d'autres substrats prélevés avant et après les opérations de pulvérisation, notamment dans le feuillage (concentration maximale de 0,53 ppm).

Le seul produit de dégradation décelé fut l'aminofénitrothion, dans le secteur de la rivière Canaan, à des concentrations inférieures à 1 ppM.

PRÉSENCE POSSIBLE DE NITROCRÉSOL DÉRIVÉ DU FÉNITROTHION CHEZ LA BÉCASSE DU NOUVEAU-BRUNSWICK

par
P.A. Pearce
Service canadien de la faune
Environnement Canada

Au cours d'une étude faite en 1978 sur des anomalies oculaires manifestes chez la bécasse du Nouveau-Brunswick, des spécimens d'oiseaux ont été examinés pour en déterminer la teneur en pesticides. Cinq échantillons composites de cinq oiseaux chacun plus 25 bécasses ont été analysés dans les

laboratoires de l'Ontario Research Foundation (ORF) afin d'y déceler des composés organochlorés, du fénitrothion ainsi que certains de ses produits de dégradation. La présence de nitrocrésol (3-méthyl 4-nitrophénol) a été déterminée par une série d'opérations: extraction à l'éther/HCl, compartimentage entre l'hexane et l'acétonitrile, méthylation au diazométhane et analyse en chromatographie gaz-liquide utilisant un détecteur à capture d'électrons. Ce produit de dégradation fut décelé à de faibles concentrations (jusqu'à 0,48 ppm par poids corporel net) dans bon nombre de spécimens, sans cependant que sa présence soit confirmée.[1] D'autres spécimens de bécasses recueillis en 1980 dans les zones traitées au fénitrothion ont été examinés aux laboratoires du Conseil de productivité et de recherche du Nouveau-Brunswick. Des problèmes d'analyse (interférences et instrumentation) ont retardé l'achèvement de ces travaux. On ignore encore l'importance biologique de la présence de nitrocrésol. Une description plus détaillée des anomalies oculaires chez la bécasse figure dans le rapport manuscrit intitulé "Apparent ocular anomalies in American woodcock Philohela minor", par E. Broughton, P.A. Pearce, L.M. Reynolds et N. Garrity, et disponible au Service canadien de la faune.

RÉFÉRENCE

Reynolds, L.M., 1979, "Analyses of levels of toxic substances in woodcock of the Atlantic region". Rapport No PS-7915 de l'Ontario Research Foundation présenté à Environnement Canada.

---

[1]Pour plus de détails sur la méthode analytique employée à l'ORF, voir Reynolds (1979).

FIXATION DU FÉNITROTHION PAR LES PLANTES ET LES INVERTÉBRÉS DE DEUX RUISSEAUX DU NOUVEAU-BRUNSWICK TRAITÉS EXPÉRIMENTALEMENT AUX INSECTICIDES

par

A.J. Sosiak

Montreal Engineering Company Limited

(Actuellement au service de la Monenco Consultants)

Des études récentes ont établi que le fénitrothion pulvérisé au-dessus des forêts peut persister chez les plantes aquatiques après la pulvérisation (Moody et al., 1978; Morrison et Wells, 1981). Certains invertébrés aquatiques consomment des algues, des bryophytes et d'autres plantes aquatiques dont ils dépendent surtout au printemps (Chapman et Demory, 1963), à l'époque des pulvérisations destinées à combattre la tordeuse des bourgeons de l'épinette. Le fénitrothion résiduel présent dans les plantes aquatiques peut avoir des effets toxiques sur les invertébrés herbivores, le gibier d'eau ou les mammifères qui s'en nourrissent. En outre, plusieurs produits de dégradation du fénitrothion peuvent être tout aussi toxiques que le composé parent (Miyamoto, 1977; Zitko et McLeese, 1980).

Aucune étude n'avait auparavant déterminé les concentrations des résidus de fénitrothion ou de ses produits de dégradation dans les plantes des cours d'eau du Nouveau-Brunswick. On a, dès lors, prélevé des spécimens de neuf espèces de plantes aquatiques et de quatre espèces d'invertébrés aquatiques, en mai et juin 1981, c'est-à-dire avant les pulvérisations expérimentales de fénitrothion et pendant les sept jours qui les suivirent (Montreal Engineering Company Limited, 1981). Le ruisseau Manzer fut traité au fénitrothion dilué dans une préparation concentrée émulsifiable et vaporisée par un vaporisateur à brouillard portatif, alors que le ruisseau Otter a reçu du fénitrothion en solution dans de l'huile 585 (voir le résumé par Eidt et Mallet, p.). Les tissus des plantes et des animaux furent ensuite analysés par chromatographie gazeuse pour en déterminer les teneurs en fénitrothion, 3-méthyl 4-nitrophénol, fénitrooxon et aminofénitrothion. On a également prélevé des échantillons d'eau aux endroits où les spécimens de plantes et d'invertébrés avaient été obtenus. Un échantillon d'eau prélevé avant la pulvérisation contenait déjà des traces de fénitrothion, lequel provenait sans doute de la dérive d'insecticides pulvérisés au-dessus des forêts. Dans les

échantillons d'eau, la concentration de fénitrothion après la pulvérisation s'est accrue pour atteindre, dans les six heures suivant l'application de l'insecticide, 4,1 mg/L dans le ruisseau Manzer et 11,3 mg/L dans le ruisseau Otter. Dans les deux cas, la concentration de fénitrothion devait revenir, dans les 24 heures suivant la pulvérisation, à moins de 1 % de la valeur maximum relevée.

Avant la pulvérisation, nous avons relevé des résidus de fénitrothion dans l'hépatique (Solenostoma sp.), la lysimaque terrestre (Lysimachia terrestris), la glycérie boréale (Glyceria borealis) et l'algue verte (Draparnaldia sp.), ainsi que dans les invertébrés Simulium sp., les Heptagéniidae, Neophylax sp. et Pycnopsyche sp. Tous les spécimens de plantes et d'invertébrés contenaient des résidus de fénitrothion après la pulvérisation. Dans cette étude, les plus fortes concentrations ont été relevées dans l'hépatique (Solenostoma sp.), pour qui les concentrations maximales furent de 2,94 et 9,0 mg/g (poids sec) respectivement pour les ruisseaux Manzer et Otter. Des concentrations relativement élevées subsistaient encore dans cet organisme (par rapport aux autres) sept jours après la pulvérisation. En outre, les taux de bioaccumulation chez cet organisme se sont révélés les plus élevés jamais enregistrés pour une plante aquatique exposée au fénitrothion. Quant aux résidus de fénitrothion, les plus fortes concentrations furent enregistrées dans la tourbe aquatique (Fontinalis sp.), l'éléocharide aciculaire (Eleocharis acicularie) et la glycérie boréale, six heures après la pulvérisation. Cependant, dans le cas de la dorine d'Amérique (Chrysosplenium americanum), de l'hépatique (Riccia sp.), de la lysimaque terrestre (Draparnaldia sp.) et des quatre invertébrés, les concentrations maxima ont été atteintes plus tard au cours du programme d'échantillonnage. Le taux le plus élevé de résidus de fénitrothion, 10 ug/g, a été décelé chez un invertébré, Simulium sp., 24 heures après la pulvérisation.

Chez tous les organismes sauf l'espèce Solenostoma, la concentration des résidus de fénitrothion avait diminué de façon marquée après 7 jours. On a relevé la présence du produit de dégradation 3-méthyl 4-nitrophénol dans deux spécimens de plantes recueillis six heures après la fin des pulvérisations, mais pas ultérieurement. Un spécimen d'Heptagéniidae recueilli après pulvérisation contenait aussi une certaine quantité de 3-méthyl 4-nitrophénol. Aucune trace de fénitrooxon ou d'aminofénitrothion n'était présente dans les spécimens.

Selon les données publiées sur le sujet, il semble que la concentration de fénitrothion et ses trois produits de dégradation, présents dans les échantillons de plantes et d'invertébrés, ne sont pas susceptibles de causer des effets létaux aigus chez les poissons, les oiseaux et les mammifères qui s'en nourrissent. Cependant, un complément de recherche s'impose pour déterminer si les résidus peuvent effectivement avoir un effet quelconque sur les invertébrés aquatiques ou des effets sous-létaux sur les vertébrés.

RÉFÉRENCES

Chapman, D.W. et R. Demory, 1963, "Seasonal changes in the food ingested by aquatic insect larvae and nymphs in two Oregon streams". Ecology 44: 140-146.

Miyamoto, J., 1977, "Degradation of fenitrothion in terrestrial and aquatic environments including photolytic and microbial reactions". In: Conseil national de recherches du Canada, Actes du colloque "Fénitrothion: les effets à long terme de son utilisation dans les écosystèmes forestiers", Publ. du CNRC No 16073, Ottawa, 629 p.

Montreal Engineering Company, Ltd., 1981, "Fenitrothion accumulation by plants and invertebrates in two experimentally-sprayed streams in New Brunswick". Préparé pour Environment New Brunswick.

Moody, R.P., R. Greenhalgh et P. Weinberger, 1978, "The fate of fenitrothion in an aquatic ecosystem". Bull. Environ. Contam. Toxicol. 19: 8-14.

Morrison, B.R.S. et D.E. Wells, 1981, "The fate of fenitrothion in a stream environment and its effect on the fauna, following aerial spraying of a Scottish forest". Science of the Total Environment 19: 233-252.

Zitko, V. et D.W. McLeese, 1980, "Evaluation of hazards of pesticides used in forest spraying to the aquatic environment". Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 985.

FRÉQUENCE DES PULVÉRISATIONS AU-DESSUS DES FORÊTS DU NOUVEAU-BRUNSWICK

par
D.C. Eidt
Centre de recherches forestières des Maritimes
Service canadien des forêts
Environnement Canada

En raison même de la variabilité des risques que présente la tordeuse des bourgeons de l'épinette pour les forêts, la distribution et le chevauchement des blocs de pulvérisation changent d'une année à l'autre. D'autre part, puisque certains résidus d'insecticides (comme le DDT) peuvent persister dans l'environnement, tout comme les perturbations écologiques peuvent se prolonger, il importe d'apprécier comme il se doit l'étendue des forêts déjà pulvérisées à plus d'une reprise et aussi les possibilités de pulvérisations répétées pour l'avenir. Eidt et Fisher (1982) ont abordé le problème et ont calculé, d'après le registre des pulvérisations effectuées au Nouveau-Brunswick, la fréquence probable de pulvérisations du même territoire pour les deux prochaines années.

À moins de modifications importantes des niveaux d'infestation ou des programmes de pulvérisation, ces deux chercheurs ont calculé que les chances qu'une zone déjà traitée en 1981 doive l'être de nouveau en 1982 étaient de 10 à 20 % (tout dépendant de la superficie totale traitée en 1982) et encore en 1983 entre 5 et 10 %.

RÉFÉRENCE

Eidt, D.C. et R.A. Fisher, 1982, "Frequency of forest spraying in New Brunswick". Service canadien des forêts, Notes de recherche (sous presse).

INCIDENCE ÉCOLOGIQUE DU SEVIN-2-OIL[MD] (carbaryl) ET DU RELDAN[MD] (chlorpyrifos-méthyl) AU NOUVEAU-BRUNSWICK EN 1980

par

P. Kingsbury, S. Holmes, R. Millikin et S. Szeto

Institut pour la répression des ravageurs forestiers

Service canadien des forêts

Environnement Canada

Des applications expérimentales de Sevin-2-Oil[MD] et de Reldan[MD] ont été effectuées sur deux blocs de 400 ha près de Allardville, dans le comté de Gloucester (Nouveau-Brunswick). Le but de ces essais, réalisés par l'Institut pour la répression des ravageurs forestiers, était d'évaluer l'efficacité et l'incidence écologique de ces deux insecticides aux doses préconisées pour la lutte contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette.

Deux applications de Sevin-2-Oil, à des doses de 280 g/ha IA, n'ont eu aucun effet nocif sur les oiseaux chanteurs des forêts et les pollinisateurs sauvages; on n'a également noté qu'une légère perturbation chez les arthropodes terrestres non visés. Des résidus de carbaryl ont été décelés dans les cours d'eau à des concentrations atteignant jusqu'à 313,7 et 122,6 ppM respectivement, immédiatement après la première et la seconde applications. Ces concentrations ont par la suite décliné rapidement, mais elles étaient encore décelables (à 0,9 ppM) dix jours après la fin des opérations de pulvérisation. Bien que ces deux traitements aient provoqué un dérèglement de la dérive diurne normale des invertébrés aquatiques, l'effet global sur les populations benthiques invertébrées fut négligeable. L'analyse de l'ingestat de la truite de ruisseau et du chabot visqueux a révélé que l'apport alimentaire disponible n'avait pas diminué. Aucune mortalité n'a été signalée chez les truites de ruisseau indigènes placées en cage et immergées dans le cours d'eau traité, pour des périodes allant jusqu'à 10 jours après la seconde application.

Le Reldan fut appliqué à deux reprises à raison de 70 g/ha IA. Les arthropodes terrestres non visés ont été légèrement perturbés. Les populations d'oiseaux chanteurs forestiers sont demeurées stables, la perturbation

territoriale étant peu évidente. Les concentrations maximales de chlorpyrifos relevées dans les cours d'eau furent de 88 ppM 30 minutes après la première application et de 212 ppM 5 minutes après la seconde application. Ces concentrations sont retombées sous le seuil de détectabilité dans les 42,5 et 99 heures respectivement, suivant les applications. Nous avons décelé chez la truite des résidus de chlorpyrifos-méthyl, dont la concentration s'établissait entre 29 et 34 ppM (par poids net) quelques jours à peine après chaque application; cependant, il ne subsistait de ces concentrations que des traces (3 ppM) après une semaine. Même si la dérive des invertébrés aquatiques s'est intensifiée dans une proportion de 19 contre un après le second traitement, nous n'avons découvert aucun amenuisement appréciable qui eût été attribuable aux pulvérisations, et ce pour chacun des trois modes d'échantillonnage benthique utilisés. Suite aux applications d'insecticide, les coefficients propres aux régimes alimentaires et à l'état des truites et des chabots visqueux n'ont pas changé de façon notable. De plus, nous n'avons décelé aucune mortalité chez les truites indigènes et les saumoneaux atlantiques placés en cage et immergés dans le cours d'eau traité pour des périodes allant jusqu'à dix jours après le second traitement.

Pour plus de détails au sujet de ces études d'incidence, consulter Holmes et al. (1981) ainsi que le Rapport N° 13 ("A preliminary report on the effects of a split application of Reldan on aquatic and terrestrial ecosystems") publié par l'Institut pour la répression des ravageurs forestiers, du Service canadien des forêts, Sault-Sainte-Marie (Ontario).

RÉFÉRENCE

Holmes, S.B., R.L. Millikin et P.D. Kingsbury, 1981. "Environmental effects of a split application of Sevin-2-Oil®", Institut pour la répression des ravageurs forestiers, Sault-Sainte-Marie (Ontario), Rapport d'information FPM-X-26.

PRÉSENCE DE RÉSIDUS DE CHLORPYRIFOS-MÉTHYL DANS LE FEUILLAGE DU SAPIN BAUMIER, LA LITIÈRE FORESTIÈRE, LE SOL, L'EAU VIVE, LES SÉDIMENTS ET LES TISSUS DES POISSONS APRÈS UNE DOUBLE PULVÉRISATION AÉRIENNE DE RELDAN^MD

par

K.M.S. Sundaram

Institut pour la répression des ravageurs forestiers

Service canadien des forêts

Environnement Canada

Deux pulvérisations aériennes (effectuées à partir d'un aéronef à voilure fixe) de chlorpyrifos-méthyl ont été réalisées à des doses de 70 g/ha IA au-dessus d'une forêt de conifères mixtes proche d'Allardville (Nouveau-Brunswick). Le feuillage de sapin baumier a présenté la plus forte concentration de ce produit (1 ppm par poids brut) une heure après la pulvérisation; après une journée, cette concentration avait chuté à 30 %, mais elle persista néanmoins à de très faibles niveaux (0,03 ppm par poids brut pendant 125 jours). Le feuillage de l'année présente des concentrations plus fortes que celui des années précédentes. Le chlorpyrifos-méthyl a persisté plus longtemps dans la litière forestière que dans le sol. Après 125 jours, nous avons encore décelé des traces (6 ppM) du produit dans la litière, mais plus aucune dans le sol. Pour ce qui est de l'eau vive, les résidus s'y sont très vite dissipés (plus de 90 % après le second traitement) et après 4 jours, ils n'étaient plus décelables. Nous avons relevé dans les sédiments la présence d'une petite quantité de résidus (0,1 ppm par poids brut) qui persista pendant 10 jours. Bien que certains résidus (0,05 ppm par poids - frais) aient été décelés chez la truite de ruisseau et le chabot visqueux capturés dans le ruisseau au cours des trois premiers jours suivant la seconde application, aucune concentration n'était apparente chez les spécimens capturés 9 et 47 jours plus tard.

Le lecteur trouvera une description et une discussion plus détaillée de ces conclusions dans Sundaram (1980) et Szeto et Sundaram (1981).

RÉFÉRENCES

Sundaram, K.M.S., 1980, "Fate and persistence of Reldan^{MD} in a forest environment", Environnement Canada, Service canadien des forêts, rapport de l'Institut pour la répression des ravageurs forestiers, 7 pages.

Sundaram, K.M.S. et S.Y. Szeto, 1980, "Environmental accountability of the chemicals used in Canadian pest control programs", Environnement Canada, Service canadien des forêts, Rapport Pest. Cont. Forum, 8 pages.

Sundaram, K.M.S. et S.Y. Szeto, 1981, "The persistence and fate of Reldan^{MD} in a forest environment", Proc. West. Canada Ann. Workshop, Pest. Res. Anal., 16, pages 78-81.

Szeto, S.Y. et K.M.S. Sundaram, 1981, "Residues of chlorpyfiros-methyl in balsam fir foliage, forest litter, soil, stream water, sediment and fish tissue after double application of Reldan^{R}", J. Env. Sci. Health (sous presse).

ÉVALUATION DES INCIDENCES ÉCOLOGIQUES DES PULVÉRISATIONS EXPÉRIMENTALES DE PERMÉTHRINE EFFECTUÉES AU NOUVEAU-BRUNSWICK EN 1980

par

P. Kingsbury et D. Kreutzweiser

Institut pour la répression des ravageurs forestiers

Service canadien des forêts

Environnement Canada

Des applications expérimentales de perméthrine ont été étudiées dans le comté de York (Nouveau-Brunswick) en 1980, en vue d'évaluer les incidences écologiques de ce produit sur certains organismes terrestres et aquatiques prédéterminés. La perméthrine fut pulvérisée à la dose de 17,5 g IA dilués dans 1,46 L de préparation par hectare, par un appareil Cessna Ag-Truck au-dessus de deux blocs de 600 ha - l'un fut traité une seule fois et l'autre à

deux reprises, à quatre jours d'intervalle. Ces deux blocs sont situés dans le bassin du ruisseau Young, près du village de Nashwaak Bridge, à environ 35 km au nord de Fredericton.

L'accumulation et la rémanence des résidus de perméthrine dans l'eau et les sédiments, chez les poissons et les écrevisses ont été calculés par le département de chimie de la société Chipman Incorporated à Stoney Creek (Ontario). La section des incidences écologiques de l'IRRF et le Centre de recherches forestières des Maritimes (Fredericton) ont étudié l'effet des insecticides sur les macro-invertébrés aquatiques hôtes des deux blocs de pulvérisation. Certaines inquiétudes ayant été exprimées à l'endroit des risques potentiels pour le saumoneau atlantique fréquentant les ruisseaux, un contrat de recherche a été attribué à la firme Montreal Engineering Co. Ltd. (Fredericton) pour effectuer, conjointement avec le personnel du CRFM, des recherches en vue de déterminer les effets létaux et non létaux des applications de perméthrine sur les espèces de poissons indigènes, les alevins de saumons atlantiques en cages et les écrevisses. Outre ces études effectuées par la compagnie Montreal Engineering, les chercheurs ont examiné le régime alimentaire des poissons indigènes présents dans les parties exposées du ruisseau afin de déterminer les éventuelles modifications des activités de subsistance induites par les insecticides. Après chaque application, les chercheurs ont également quantifié le dérèglement immédiat des invertébrés arboricoles et volants vivant dans le feuillage du petit merisier et du sapin baumier, dérèglement causé par la perméthrine.

Les résultats de ces études seront présentés dans leur intégralité dans un rapport d'information du Service canadien des forêts FPM-X-52 intitulé "Permethrin in New Brunswick salmon nursery streams". Ce rapport sera publié au début de 1982 par l'IRRF.

PRÉSENCE DE PERMÉTHRINE RÉSIDUELLE DANS LES ÉLÉMENTS FORESTIERS ET AQUATIQUES

par

D. Kreutzweiser[a] et G. Wood[b]

[a]Institut pour la répression des ravageurs forestiers

Service canadien des forêts

Environnement Canada

[b]Chipman Inc.

Les concentrations de perméthrine résiduelle présentes dans le cours d'eau du bloc de pulvérisation traité une seule fois (décrit par Kingsbury et Kreutzweiser à la page) ont atteint un maximum de 0,23 ppM immédiatement après pulvérisation, pour ensuite chuter sous le seuil de détectabilité (0,01 ppM) dans les six heures suivantes. Nous avons également enregistré des concentrations maximales comprises entre 0,13 et 0,31 ppM dans des échantillons d'eau prélevés à plusieurs endroits du bloc traité à deux reprises après la première application; à tous les endroits, sauf un, les concentrations ont chuté en deçà du seuil de détectabilité dans les 24 heures suivantes. La deuxième application a produit dans l'eau vive des concentrations de perméthrine résiduelle quelque peu plus élevées, de 0,22 à 0,96 ppM. Pour la plupart des sites d'échantillonnage, nous avons noté une persistance de faibles concentrations (0,04 ppM) pendant au moins 48 heures. Des échantillons prélevés dans un segment du ruisseau situé de 0,2 à 1,4 km en aval du bloc traité à deux reprises, contenaient des quantités mesurables de perméthrine après les deux pulvérisations, mais ces quantités n'étaient pas comparables aux niveaux maxima enregistrés à l'intérieur du bloc et elles n'ont pas persisté aussi longtemps que ceux-ci.

La fixation de la perméthrine résiduelle chez les spécimens de poissons prélevés dans le bloc traité à une seule reprise a produit des concentrations comprises entre 0,005 ppm, niveau non décelable, et 0,020 ppm (par poids brut) trois jours après l'application. Quant aux spécimens prélevés 28 jours après la pulvérisation, seule la truite de ruisseau présentait de la perméthrine résiduelle en quantité mesurable (0,010 ppm); aucun résidu n'a été découvert chez les spécimens de poissons prélevés 73 jours après l'application. Des niveaux allant de 0,020 à 0,095 ppm ont été décelés dans les tissus de la truite de ruisseau et du saumoneau atlantique prélevés 25

jours après la seconde application dans le bloc ayant reçu un double traitement. Nous n'avons trouvé aucune trace de perméthrine résiduelle chez les spécimens de chabot visqueux ou d'anguille américaine. Aucun résidu n'a été décelé dans le bloc traité deux fois deux mois et demi après la seconde pulvérisation.

Aucune présence de résidus ne fut décelée chez les spécimens d'écrevisses mis en cages grillagées, lesquelles furent placées dans les deux blocs (application simple et application double) et retirées 13 jours après la seconde application dans le bloc traité à deux reprises.

Les sédiments des cours d'eau n'ont accumulé que des concentrations minimales de perméthrine résiduelle. Un seul des 15 échantillons prélevés dans le bloc traité deux fois et deux des 9 échantillons prélevés dans le bloc traité une seule fois contenaient de la perméthrine, la concentration la plus élevée se situant à 0,024 ppm.

Quant à la litière forestière du bloc traité à deux reprises, nous y avons décelé des accumulations maxima allant jusqu'à 0,157 et 0,750 ppm de un à quatre jours après la seconde pulvérisation. Les résidus ont persisté jusqu'à la fin de la période d'échantillonnage (68 jours après pulvérisation) à des concentrations allant de 0,027 à 0,037 ppm.

EFFETS DE LA PERMÉTHRINE SUR LES INVERTÉBRÉS AQUATIQUES

par
D.C. Eidt
Centre de recherches forestières des Maritimes
Service canadien des forêts
Environnement Canada

Au début de juin 1980, l'IRRF a entrepris une étude de prélèvement des invertébrés aquatiques vivant dans un réseau hydrographique traité à la perméthrine. Deux blocs de 600 ha chacun ont été traités: le premier une seule fois à la dose 17,5 g/ha IA et le second à deux reprises à la même dose, l'IRRF ayant déjà fait la preuve qu'il s'agissait là de la dose minima qui soit encore efficace contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette. Le bloc traité

une seule fois renfermait le dixième environ du bassin de drainage d'un cours d'eau; celui-ci fut échantillonné à proximité de la limite du bloc. Quant au bloc traité deux fois, il renfermait un vingt-cinquième environ du bassin hydrographique d'un autre cours d'eau qui recevait en outre les eaux de drainage du premier bloc. Des échantillons du benthos ont été prélevés à plusieurs endroits dans le bloc traité deux fois: à proximité du point de sortie du cours d'eau, à 1,4 km en aval et à 4,2 km en aval. Un échantillon témoin fut également prélevé à 2,2 km en amont du bloc.

Dans les deux blocs, de nombreux invertébrés morts ou stressés ont été recueillis dans les filets cribles le jour même des pulvérisations, ce qui témoigne d'une toxicité aiguë très forte. Dans le premier bloc (une seule dose), on n'a observé aucune diminution mesurable de nombre d'invertébrés aquatiques, sans noter non plus d'accroissement des populations, à l'inverse du segment témoin. Nous avons constaté un léger amenuisement de la biomasse qui a persisté jusqu'à l'automne. Aucun taxon, du moins au niveau étudié, n'a disparu de la faune quoiqu'il y ait eu raréfaction d'un bon nombre d'entre eux: ainsi les mouches noires ont quasiment disparu.

Dans le bloc traité à deux reprises, nous avons noté après chaque traitement une dérive importante d'insectes aquatiques morts ou choqués, dérive suivie d'une baisse du nombre d'invertébrés dans les échantillons prélevés au fond du cours d'eau. La biomasse a connu une diminution marquée qui a persisté jusque tard en automne. Le nombre total et la diversité des taxa ont fortement diminué pendant deux mois; l'amenuisement de la diversité fut particulièrement flagrant comme le révéla la prédominance de larves de moucherons. Les larves de mouches noires ont quasiment disparu jusqu'à l'automne. Ces résultats corroborent ceux qu'avaient obtenus auparavant Kingsbury et Kreutzweiser (1980) ainsi que d'autres chercheurs, de l'IRRF notamment. Nous avons noté des incidences sur les invertébrés aquatiques à 1,4 km en aval, ainsi que certains effets mineurs dus à la dérive de l'insecticide dans un ruisseau témoin situé à 1 km sous le vent du bloc traité à deux reprises.

La récupération du benthos fut marquée même si, en octobre 1980, celui-ci n'avait pas encore retrouvé son niveau normal. Un an après les prélèvements effectués avant traitement, la biomasse et les populations benthiques étaient de loin supérieures aux valeurs indiquées par ces

prélèvements, et ce pour tous les postes d'échantillonnage. Toutefois, la diversité des espèces resta faible dans les deux blocs de pulvérisation où les moucherons étaient relativement plus abondants.

La récupération du benthos fut toutefois lente compte tenu de l'étendue des régions amont utilisables par d'éventuels colonisateurs. Si tout le bassin avait été traité, la récupération aurait probablement été encore plus lente, et on aurait pu s'attendre à ce que les effets de cette réduction se soient répercutés l'année suivante. Dans le cadre de notre expérience, les incidences de la perméthrine sur les invertébrés aquatiques furent beaucoup plus marquées que celles qui sont attribuables aux insecticides actuellement utilisés contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette, et notamment le carabaryl dont Courtemanch et Gibbs (1980) ont démontré les effets sérieux associés à une utilisation massive.

RÉFÉRENCES

Courtemanch, D.L. et K.E. Gibbs, 1980, "Short and long-term effects of forest spraying of carbaryl (Sevin-4-OilR) on stream invertebrates", Can. Ent. 112, pages 271-276.

Kingsbury, P.D. et D.P. Kreutzweiser, 1980, "Dosage-effect studies on the impact of permethrin on trout streams". Service canadien des forêts, Institut pour la répression des ravageurs forestiers, Rapport FPM-X-31, 47 pages, 30 tableaux.

INCIDENCES DES PULVÉRISATIONS FORESTIÈRES DE PERMÉTHRINE SUR LE SAUMONEAU ATLANTIQUE ET L'ÉCREVISSE

par

A.J. Sosiak[a]

Montreal Engineering Company, Limited

([b]Actuellement au service de Monenco Consultants)

Comme en fait état ailleurs la présente section (p.), l'Institut pour la répression des ravageurs forestiers (Service canadien des forêts) a fait, en juin 1980, l'essai de la perméthrine (un pyrèthre synthétique) pour en déterminer l'efficacité contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette au Nouveau-Brunswick. Un bloc de 600 ha de forêts fut traité à la perméthrine à la dose unique de 17,5 g/ha IA; un second bloc de superficie identique fit l'objet d'un double traitement. Au cours de cet essai, la firme Montreal Engineering Company a étudié la mortalité du saumon atlantique 0+ et de l'écrevisse en utilisant des spécimens encagés à certains endroits traités et non traités (Kingsbury, 1981). Nous avons également estimé la densité ichtyologique et le taux de croissance des poissons dans les cours d'eau.

La mortalité totale fut inférieure à 10 % pour chacun des sites pendant les 11 jours suivant la première pulvérisation d'insecticide, ce qui nous permet de conclure que les applications de perméthrine ne semblent pas avoir d'effets toxiques létaux aigus sur les saumons 0+. En outre, nous n'avons observé chez ce poisson aucune modification de comportement qui soit attribuable aux pulvérisations. La mortalité chez les écrevisses en cage fut faible jusqu'après la seconde application. Après la seconde application en revanche, nous avons relevé dans deux des cages placées dans le bloc traité à deux reprises une mortalité accrue par rapport aux autres sites, mais cette différence ne s'est pas révélée statistiquement significative après analyse Chi^2 de contingence. Certaines observations faites sur les écrevisses encagées porteraient à conclure qu'il y aurait modification de comportement après les pulvérisations. Un complément de recherches serait donc nécessaire pour étudier davantage les effets de la perméthrine sur le comportement et la survie de l'écrevisse.

L'abondance des saumoneaux a diminué entre mai et juillet (selon les estimations de populations de Zippin) au site aval le plus éloigné du bloc traité à deux reprises, alors que les densités de population sont demeurées relativement stables dans le bloc traité une seule fois et dans le bloc témoin. Les saumoneaux marqués (marqueurs fixés à une nageoire adipeuse) repris en juillet ont été moins nombreux dans le bloc traité deux fois que dans les deux autres blocs. En septembre, les densités de populations de saumoneaux des sites de ce bloc se comparaient aux valeurs enregistrées avant traitement. De mai à juillet, les taux de croissance des saumoneaux 1^+ et 2^+ furent beaucoup plus faibles pour un des sites du bloc traité deux foix que pour les sites non traités; de plus, le poids des saumoneaux 1^+ et 2^+ différait beaucoup en juillet (ANOVA), après traitement entre sites traités et sites non traités. De juillet à septembre, les taux de croissance des saumoneaux furent plus élevés pour le même site du bloc traité deux fois que pour les endroits non traités. En septembre, seuls les saumoneaux 1^+ présentaient encore une différence de poids entre sites traités et non traités. Ces résultats donnent à penser que les applications doubles (mais non les applications simples) de perméthrine à la dose de 17,5 g/ha IA peuvent temporairement réduire la densité et le taux de croissance des populations de saumoneaux atlantiques. Ces effets sont peut-être attribuables aux modifications de la chaîne alimentaire, compte tenu de la réduction marquée du nombre d'invertébrés benthiques relevée dans le bloc traité à deux reprises (Kingsbury, 1982).

RÉFÉRENCE

Kingsbury, P.E. (Éd.), 1982, "Permethrin in New Brunswick salmon nursery streams", Service canadien des forêts, Rapport d'information, FPM-X-52 (en cours de préparation).

EFFETS DE LA PERMÉTHRINE SUR LES ORGANISMES ALIMENTAIRES DES POISSONS ET SUR LEUR UTILISATION PAR LES POISSONS INDIGÈNES

par

D. Kreutzweiser

Institut pour la répression des ravageurs forestiers

Service canadien des forêts

Environnement Canada

L'analyse des échantillons de Surber prélevés dans le bloc traité une seule fois (voir ci-dessus la description par Kingsbury et Kreutzweiser, p.) a révélé que le traitement ne provoquait que des changements minimes chez la faune benthique. Dans le bloc traité à une seule reprise, la pulvérisation a eu moins d'effet sur le benthos que les autres applications simples ayant fait l'objet de recherches ailleurs, probablement en raison de dépôts relativement faibles mesurés pour le bloc et du bref temps d'exposition (moins de six heures) des invertébrés aquatiques à des concentrations relativement faibles (0,23 ppM au plus) de perméthrine dans le cours d'eau.

Dans le bloc traité deux fois, les deux applications ont causé une raréfaction des invertébrés benthiques recueillis dans des échantillons de Surber. L'effet le plus prononcé toucha les éphéméroptères, les plécoptères et les trichoptères - le nombre d'invertébrés ayant chuté, après la seconde pulvérisation, de 65 à 82 % par rapport aux niveaux moyens avant traitement. La réponse des populations benthiques à 1,4 km en aval du bloc traité à la perméthrine à deux reprises a été similaire à celle qui fut relevée à l'intérieur même du bloc. Quant au poste d'échantillonnage situé à 4,2 km en aval, on n'y a noté qu'un léger dérèglement du benthos, avec une faible diminution seulement du nombre d'invertébrés.

La récupération du benthos des zones touchés fut manifeste au cours du mois suivant le traitement, et elle était quasiment terminée après 3 ½ mois, bien que les populations de certains organismes, particulièrement les éphéméroptères et les plécoptères, n'aient pas été aussi nombreuses que les niveaux assez élevés relevés en fin de saison dans le bloc témoin et dans le bloc traité à une reprise.

Immédiatement après les applications de perméthrine dans les deux blocs, nous avons noté un léger accroissement dans la composition et le volume des organismes alimentaires présents dans les estomacs des saumoneaux atlantiques, ce qui indiquait que ces derniers avaient profité dans une certaine mesure des invertébrés affectés par l'insecticide pour s'en gaver. Il s'agissait soit d'invertébrés qui avaient été à la dérive pendant des périodes plus longues que la normale, soit d'invertébrés qui représentaient des proies plus faciles qu'à l'ordinaire pour leurs prédateurs. Après pulvérisation, les attitudes alimentaires étaient similaires à celles des saumoneaux du bloc témoin amont, sauf qu'en début de saison les nymphes d'éphéméroptères furent beaucoup moins souvent choisies dans les deux blocs traités à la perméthrine que dans le bloc témoin. Cela reflète probablement une diminution des populations d'éphéméroptères, particulièrement évidente dans le bloc traité deux fois après les deux pulvérisations. L'analyse de l'ingesta des saumoneaux 2+ dans les deux ruisseaux révèle chez eux une prédilection pour les insectes terrestres plus marquée que chez les saumons du bloc témoin, ce qui nous permet de supposer que les saumoneaux exposés ont tenté de trouver d'autres sources d'alimentation à mesure que s'amenuisaient les populations d'organismes en raison des applications d'insecticides.

Quant à la truite de ruisseau des deux cours d'eau, elle a marqué une prédilection plus vive pour les invertébrés affectés, par rapport aux saumoneaux de la même région. Pendant une période de un mois à deux mois et demi après les applications, il fut presque impossible de recueillir des spécimens de truite de ruisseau dans le bloc traité à deux reprises, en dépit d'un criblage électronique systématique de la quasi-totalité du tronçon. Une explication possible face à un tarissement des ressources alimentaires (comme l'indique la raréfaction des spécimens de benthos), la truite a dû émigrer pour assurer sa subsistance. Dans le bloc traité à une seule reprise, le nombre de truites n'a pas diminué de façon aussi spectaculaire, avec toutefois un amenuisement, comme le révèle le faible nombre de spécimens recueillis à la mi-août en vue d'une analyse des ingesta. Quant au bloc témoin, nous n'avons eu aucun problème à y obtenir des spécimens de truites pendant toute la saison.

Des prélèvements effectués à la fin de la saison (26 septembre) dans les deux blocs traités ont révélé la présence de saumoneaux et de truites en nombre important. Tous les spécimens furent facilement recueillis; leurs

estomacs contenaient des éléments benthiques de composition similaire à celle des échantillons de benthos obtenus durant la même période, en l'occurence une prédominance de larves de trichoptères.

L'analyse des ingesta du chabot visqueux indigène n'a révélé aucun effet nocif sur son alimentation qui puisse être attribué aux applications de perméthrine.

PERTURBATION IMMÉDIATE DES ARTHROPODES TERRESTRES DUE À LA PERMÉTHRINE

par
D. Kreutzweiser
Institut pour la répression des ravageurs forestiers
Service canadien des forêts
Environnement Canada

Les applications de perméthrine dans le bloc traité deux fois (dans la zone de traitement décrite par Kingsbury et Kreutzweiser à la p.) ont provoqué une perturbation immédiate de négligeable à modérée pour les invertébrés arboricoles et volants hôtes des fleurs du petit merisier et du feuillage du sapin baumier. La variété des invertébrés affectés et la durée des effets furent similaires dans les deux cas. Le nombre d'arthropodes terrestres recueillis par échantillonnage après les pulvérisations a atteint jusqu'à 4,9 fois les moyennes relevées avant pulvérisation; ces échantillons se caractérisaient par une prédominance de coléoptères, de lépidoptères, d'hyménoptères et de diptères adultes. La perturbation provoquée par l'insecticide a été quasiment immédiat, mais il n'a pas persisté plus de 48 heures.

D'autres échantillons recueillis sur des toiles placées sous le feuillage des sapins baumiers le jour de la pulvérisation ont également révélé une augmentation immédiate du nombre d'invertébrés perturbés, tant chez les invertébrés arboricoles que volants, après pulvérisation. Le nombre moyen d'arthropodes terrestres recueillis durant des périodes post-pulvérisation de deux ou trois jours a été sensiblement plus élevé dans les deux blocs traités que pendant la même période dans le bloc témoin.

LÉTALITÉ DE LA PERMÉTHRINE, DE CYPERMÉTHRINE ET DU FENVALÉRATE POUR LE SAUMON, LE HOMARD ET LA CREVETTE

par

D.W. McLeese, C.D. Metcalfe et V. Zitko

Sciences des pêches et de l'environnement

Pêches et Océans Canada

Les résultats de ces travaux de recherche révèlent que la perméthrine, le fenvalérate et la cyperméthrine sont tous trois létaux à faibles concentrations pour le saumon, le homard et la crevette. Comme on pouvait s'y attendre, la létalité est plus importante chez les invertébrés que chez les salmonidés. Ainsi, la CL 50 (96 heures) de la perméthrine est de 12 ppM pour le saumon, 0,7 ppM pour le homard et 0,13 ppM pour la crevette. Des trois pyrèthres étudiés, c'est le fenvalérate qui est le plus toxique pour le saumon et la cyperméthrine pour les invertébrés (p. ex., la CL 50 (96 heures) est de 0,01 ppM pour la crevette). Toutefois, ces pyrèthres présentent un facteur de concentration faible (73, 7 et 200 respectivement pour la perméthrine, la cyperméthrine et le fenvalérate, sur une période de 4 jours).

RÉFÉRENCE

McLeese, D.W., C.D. Metcalfe et V. Zitko, 1980, "Lethality of permethrin, cypermethrin, and fenvalerate to salmon, lobster and shrimp", Bull. Environ. Contam. Toxicol. 25: 950-955.

ASPECTS RÉGLEMENTAIRES DE LA SURVEILLANCE ÉCOLOGIQUE

par

K.W. Browne

Environnement Nouveau-Brunswick

Compétence fédérale

La Division des pesticides, relevant de la Direction générale des produits végétaux et de la quarantaine des plantes, Direction de la production et de l'inspection des aliments, Agriculture Canada, est responsable de l'application de la Loi fédérale sur les produits antiparasitaires. Cette division comprend trois sections, à savoir: l'Évaluation des produits, la Conformité des produits et les Services techniques.

Les agents de la Section de l'évaluation étudient les données présentées à l'appui des demandes d'enregistrement de nouveaux produits ou de nouvelles utilisations pour des produits enregistrés antérieurement; ils obtiennent les avis des experts-conseils et établissent le statut des produits en vertu de la Loi sur les produits antiparasitaires.

Les agents de la Section sur la conformité des produits, pour leur part, s'occupent du traitement des demandes visant le nouvel enregistrement de produits enregistrés auparavant ainsi que l'enregistrement de nouveaux produits.

Enfin, les agents de la Section des services techniques sont responsables de la préparation, du traitement de la diffusion, à l'intérieur de la Division, des renseignements scientifiques, techniques, administratifs et autres relatifs aux règlements.

La Loi sur les produits antiparasitaires a pour objet de réglementer les produits utilisés en vue de détruire les parasites et agir sur les fonctions organiques des plantes et des animaux (par exemple, la croissance et la reproduction). Elle couvre, par le biais de règlements, l'enregistrement, la fabrication, l'étiquetage et la vente de tous les produits antiparasitaires au Canada.

Un produit antiparasitaire peut être enregistré à titre permanent ou temporaire, ou encore être exempté de l'application des dispositions sur l'enregistrement à des fins de recherches. Si l'auteur de la demande consent à s'efforcer d'obtenir des renseignements scientifiques ou techniques relativement à l'usage auquel la vente du produit antiparasitaire est destinée, un enregistrement temporaire peut être accordé pour une période ne dépassant pas un an. L'enregistrement temporaire d'un produit antiparasitaire peut également être approuvé en vue d'une lutte d'urgence contre des infestations posant un danger grave à la santé du public, aux animaux domestiques, aux ressources naturelles ou à d'autres éléments. L'application d'un produit antiparasitaire dans le contexte de travaux de recherche ne peut être exemptée des dispositions sur l'enregistrement que sur l'autorisation du directeur de la Division des pesticides, Direction générale des produits végétaux et de la quarantaine des plantes, Agriculture Canada.

Compétence provinciale

Au Nouveau-Brunswick, personne n'a le droit d'appliquer un pesticide à usage commercial ou restreint (tel que défini dans la Loi sur les produtis antiparasitaires) sur aucune surface à l'intérieur de la province, à moins de détenir un permis délivré par le ministre provincial de l'Environnement. Le cas suivant est une exception. Il n'est pas nécessaire de détenir un permis pour l'application par voie non aérienne d'un produit antiparasitaire sur un terrain contrôlé par la personne faisant l'application ou sur une superficie de moins de cinq hectares, si le traitement est effectué à des fins de recherches.

Les demandes de permis pour la réalisation d'un programme de pulvérisation visant à lutter contre la tordeuse du bourgeon de l'épinette sont soumises à l'étude de la Commission consultative des pesticides par le ministre provincial de l'Environnement. La Commission tient des rencontres spéciales, en plus de ses réunions régulières, pour étudier les commentaires de l'Atlantic Region Pesticide Advisory Committee (Comité consultatif de la région de l'Atlantique sur les pesticides) et de l'Interdisciplinary Committee on Forestry Spraying (Comité interdisciplinaire sur la pulvérisation aérienne des forêts). La Commission présente alors au Ministre ses conseils quant aux conditions et aux restrictions pouvant se rattacher au permis, si un tel permis est accordé.

Voici une liste des conditions reflétant les craintes d'ordre environnemental et s'appliquant aux permis délivrés dans le cadre des programmes d'arrosage visant à lutter contre la tordeuse du bourgeon de l'épinette:

1. Que seules deux applications de l'insecticide fénitrothion soient effectuées, suivant la formulation exigée, au taux maximal de 210 g/ha IA, ou qu'une application soit effectuée au taux maximal de 280 g/ha IA. Cette dernière doit seulement être utilisée si les conditions météorologiques ou l'évolution des insectes, ou les deux, exigent qu'une seule application est nécessaire au bon parachèvement du projet.

2. Que les buses de pulvérisation des aéronefs soient fermées en cours de vol à l'approche de toute étendue d'eau ouverte et à une distance minimale de 400 m de celle-ci et qu'elles ne soient pas actionnées de nouveau avant que l'aéronef n'ait survolé au complet lesdites étendues d'eau ouvertes.

3. Que les buses de pulvérisation des aéronefs faisant l'application de pesticides chimiques soient fermées lorsque les aéronefs se trouvent à moins de 400 m de ces mêmes étendues d'eau ouvertes et du côté du vent par rapport à celles-ci.

4. Lorsque sont accordés les permis de pulvérisation, que la proximité des bleuetières soit prise en considération. En général, aucune pulvérisation n'est effectuée à moins de quatre milles des bleuetières.

5. Que des pesticides chimiques soient pulvérisés sur des blocs de terrains adjacents à des eaux salées, uniquement lorsque le vent souffle dans la direction des blocs à partir de l'eau.

6. Qu'aucun pesticide chimique ne soit appliqué dans un rayon de 400 m des réserves écologiques désignées.

7. Que l'applicateur collabore pleinement avec les organismes responsables de la surveillance relative au programme de pulvérisation.

Le personnel de la Section des matières toxiques du ministère de l'Environnement du Nouveau-Brunswick s'occupe de l'inspection des opérations autorisées afin de s'assurer qu'elles sont conformes à ces conditions.

Enquêtes relatives aux accidents

Environnement Nouveau-Brunswick a établi une marche à suivre en cas d'accidents aériens ou au sol qui entraîneraient le déversement non volontaire de pesticides dans l'environnement. Le plan de contingence en cas d'accidents où seraient déversées des formulations d'insecticide utilisées dans le cadre de programmes de lutte contre la tordeuse du bourgeon de l'épinette est décrit ci-dessous.

1. Marche à suivre par l'applicateur

(a) Dans le cas de tout déversement accidentel

1. Se laver immédiatement la peau avec de l'eau et du savon là où elle est venue en contact avec le pesticide.

2. Enlever tous les vêtements imprégnés et les laver séparément.

3. Si des personnes de la région commencent à se sentir malade, elles doivent consulter un médecin immédiatement.

4. Porter les vêtements de protection recommandés et nettoyer les dégâts le plus rapidement et le plus sûrement possible.

5. Décontaminer l'endroit où est survenu l'accident.

6. Remplir la formule de rapport d'accident s'appliquant aux déversements de pesticides et l'envoyer à Environnement Nouveau-Brunswick.

(b) Dans le cas de déversements importants (déversements au sol de plus de 130 L et tous les largages d'insecticide ou les déversements à partir d'aéronefs)

1. Suivre les étapes de la section (a).

2. Composer le NUMÉRO D'URGENCE ENVIRONNEMENTALE (Zénith 49-000).

3. Communiquer avec M. Ron Hicks, Section des services de santé publique, ministère de la Santé du Nouveau-Brunswick (453-2397).

4. Communiquer avec la Section des matières toxiques du ministère de l'Environnement du Nouveau-Brunswick (Zénith 08012).

5. Avertir les personnes vivant ou travaillant dans la région du fait qu'un déversement accidentel de pesticide s'est produit et leur indiquer les mesures de précaution qu'elles devraient prendre.

2. Marche à suivre par l'enquêteur

Une fois averti, le ministère de l'Environnement fera une évaluation de l'accident et entreprendra la marche à suivre qui s'impose. Cette marche à suivre pourra varier depuis la simple prise en note de l'accident jusqu'à l'organisation immédiate d'une enquête menée par voie aérienne et au sol. Cette dernière peut englober une évaluation des dommages et un programme d'échantillonnage de l'environnement. L'ampleur de la marche à suivre sera fonction de l'accident et pourra exiger la participation d'experts en différents domaines.

Dans tous les cas signalés, le titulaire du permis devra suivre la ligne de conduite qui convient afin d'assurer le moins de perturbation possible à l'environnement.

NOM ET ADRESSE DES COLLABORATEURS AU PRÉSENT RAPPORT

Bailey, H.S.	Direction de la qualité des eaux Direction générale des eaux intérieures Environnement Canada C.P. 861, Moncton (N.-B.) E1C 8N6
Baird, J.C.	Direction des pêches et de la faune Ministère des ressources naturelles C.P. 6000, Fredericton (N.-B.) E3B 5H1
Belliveau, P.E.	(Même adresse que H.S. Bailey)
Browne, K.W.	Direction des services environnementaux Environnement Nouveau-Brunswick C.P. 6000, Fredericton (N.-B.) E3B 5H1
Brun, G.L.	(Même adresse que H.S. Bailey)
Burridge, L.	Sciences des pêches et de l'environnement Pêches et Océans Canada Station biologique St Andrews (N.-B.) E0G 2X0
Busby, D.G.	Service canadien de la faune Environnement Canada C.P. 400, Fredericton (N.-B.) E3B 4Z9
Président d'EMOFICO	Dr D. Besner Direction des services environnementaux Environnement Nouveau-Brunswick C.P. 6000, Fredericton (N.-B.) E3B 5H1
Doe, K.G.	Service de la protection de l'environnement Environnement Canada 5ème étage, Queen Square 45, Alderney Drive Dartmouth (N.-E.) B2Y 2N6

Ecobichon, D.J.	Département de pharmacologie et de thérapeutique Université McGill Montréal (Québec) H3A 2T5
Eidt, D.C.	Centre de recherches forestières des Maritimes Service canadien des forêts Environnement Canada C.P. 4000, Fredericton (N.-B.) E3B 5P7
Elner, J.K.	Sciences des pêches et de l'environnement Pêches et Océans Canada Station biologique St Andrews (N.-B.) E0G 2X0 Adresse actuelle: Fundy Isles Maine Enterprises, Ltd. St Andrews (N.-B.) E0G 2X0
Ernst, W.R.	(Même adresse que K.G. Doe)
Fraser, A.R.	Département de chimie Faculté des Sciences et de Génie Université de Moncton (N.-B.) E1A 3E9
Garrity, N.R.	(Même adresse que D.G. Busby)
Holmes, S.	Institut pour la répression des ravageurs forestiers Service canadien des forêts Environnement Canada C.P. 490, Sault-Sainte-Marie (Ontario) P6A 5M7
Horne, W.H.	(Même adresse que K.G. Doe)
Julien, G.R.	(Même adresse que K.G. Doe)
Ketella, E.C.	(Même adresse que D.C. Eidt)
Kingsbury, P.	(Même adresse que S. Holmes)
Kreutzweiser, D.	(Même adresse que S. Holmes)
Lévesque, D.	(Même adresse que A.R. Fraser)

Li, M. F.	Sciences des pêches et de l'environnement Pêches et Océans Canada Laboratoire d'Halifax C.P. 550, Halifax, (N.-E.) B3J 2S7
Mallet, V.N.	(Même adresse que A.R. Fraser)
Marryatt, V.	(Même adresse que M.F. Li)
McLeese, D.W.	(Même adresse que L. Burridge)
Metcalfe, C.D.	(Même adresse que L. Burridge)
Millikin, R.L.	(Même adresse que S. Holmes)
Parker, W.R.	(Même adresse que K.G. Doe)
Pearce, W.R.	(Même adresse que D.G. Busby)
Pelly, W.G.	(Même adresse que K.G. Doe)
Planet, G.	Hôpital Georges Dumont, Moncton (N.-B.)
Redmond, M.	(Même adresse que J.C. Baird)
Rona, G.	Lakeshore Diagnostic Services Inc., 175, ch. Stillview Pointe-Claire (Québec) H9R 4S3
Secrétaire d'EMOFICO	C. MacLaggan (même adresse que K. Browne)
Sergeant, D.B.	(Même adresse que L. Burridge)
Sosiak, A.J.	Montreal Engineering Company, Limited 500, Beaverbrook Court, Fredericton (N.-B.) E3B 5X4 Adresse actuelle: Monenco Consultants, 900 One, Palliser Square, 125 Ninth Avenue S.E., Calgary (Alberta) T2G 0P6

Sundaram, K.M.S.	(Même adresse que S. Holmes)
Szeto, S.	(Même adresse que S. Holmes)
Townsend, D.R.	Wasburn & Gillis Associates Ltd., 70, rue York Fredericton, (N.-B.) E3B 3N5
Trottier, B.L.	(Même adresse que A.R. Fraser)
Varty, I.W..	(Même adresse que D.C. Eidt)
Wildish, D.J.	(Même adresse que L. Burridge)
Wood, G.W.	Agriculture Canada Station de recherche Fredericton (N.-B.) E3B 4Z7
Zitko, V.	(Même adresse que L. Burridge)
Zwicker, R.	(Même adresse que M.F. Li)

Liste des organismes dont font partie les divers membres d'EMOFICO

Agriculture Canada

Environnement Canada

- Service de l'environnement atmosphérique
- Service canadien des forêts
- Service canadien de la faune
- Service de la protection de l'environnement
- Service de gestion de l'environnement (y compris la Direction générale des eaux intérieures)

Pêches et Océans Canada

Forest Protection Canada Ltd.

Lavalin

Services forestiers de l'État du Maine

Université McMaster

Société d'ingénierie Montréal Limitée

Ministère de l'Environnement du Nouveau-Brunswick

Ministère de la Santé du Nouveau-Brunswick (observateur)

Ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick

Ministère de l'Environnement de Terre-Neuve

Ministère des Forêts, des Ressources et des Terres de Terre-Neuve

Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec

Conseil pour la recherche et la productivité

Université du Maine

Université de Moncton

Université du Nouveau-Brunswick

Université de Toronto

Washburn & Gillis Associates Ltd.

Définition et description des divers insecticides et table de conversion

Définitions

Recherche fondamentale: recherche qui vise principalement à définir les processus chimiques ou écologiques à partir desquels peuvent être interprétées les données obtenues in situ.

Rapport de bioconcentration (ou de bioaccumulation): concentration d'un produit chimique présent dans les tissus d'un animal divisée par la concentration de ce produit dans l'environnement adjacent.

Surveillance in situ: détermination de la distribution spatiale et temporelle des populations d'un organisme, des dépôts d'insecticides ou des deux, à partir d'échantillonnages suffisamment nombreux pour être représentatifs d'un bloc de pulvérisation ou d'une zone plus importante de la province.

Unité internationale: mesure de l'activité des micro-organismes.

Chaîne des insecticides: processus visant à relever la distribution et le cheminement des insecticides et de leurs produits de dégradation dans l'environnement.

Sorption: désigne autant l'adsorption que l'absorption.

Insecticides

Acéphate (O,S-diméthyl acétylphosphoramidothioate): insecticide de la famille des organophosphorés vendu sous les appellations commerciales Orthene^{MD}, Ortran^{MD}, Ortril^{MD} et Toronado^{MD}.

Aminocarbe ((diméthylaminophényl-4-méthyl-3-phényl)-N-méthylcarbamate): insecticide de la famille des carbamates vendu sous les appellations commerciales Bay-44646^{MD}, Matacil^{MD} et Metacil^{MD}. La préparation courante Matacil 1.8D, utilisée antérieurement au Nouveau-Brunswick,

contient comme adjuvants du nonylphénol et une huile de dilution. La préparation 1.8F, utilisée expérimentalement au Nouveau-Brunswick, ne contient pas de nonylphénol.

Bacillus thuringiensis: bactérie à Gram positif. Les préparations de cet insecticide sont vendues sous les appellations commerciales Bactospeine^{MD}, Dipel^{MD} et Thuricide^{MD}.

Carbaryl (1-naphtyl méthylcarbamate): insecticide de la famille des carbamates vendu sous les appellations commerciales Sevin^{MD} et 7744. Les préparations dont il est fait mention dans le texte sont le Sevin-4-Oil et le Sevin-2-Oil qui contiennent du Sevin et une huile dans une proportion de 4:1 et 2:1, respectivement.

Chlorpyrifos-méthyl (0, 0-diméthyl 0-(trichloro-3,5,6-pyridyl-2) phosphorothioate): insecticide de la famille des organophosphorés vendu sous les appellations commerciales Dowco 214^{MD}, Reldan^{MD} et Zertel^{MD}.

Diméthoate (0, 0-diméthyl S-(N-méthylcarbamoylméthyl) phosphorodithioate): insecticide de la famille des organophosphorés vendu sous les appellations commerciales Cygon^{MD}, Perfekthion^{MD}, Rogor^{MD}, Roxion^{MD}, AC 12880, ENT 24650, NC 262 et L 395.

Fénitrothion (0,0-diméthyl-0-(méthyl-3-nitrophénol-4) phosphorothioate): insecticide de la famille des organophosphorés vendu sous les appellations commerciales Sumithion^{MD}, Folithion^{MD}, Accothion^{MD}, Agrothion^{MD}, Novathion^{MD}, Nuvanol^{MD}, Methathion^{MD}, Methylnitropos^{MD} et Danathion^{MD}.

Perméthrine (3-phénoxyphénol)-méthyl (+ ou -) cis-trans-3-(2,2 - dichloroéthényl)-2,2) diméthylcyclopropane-carboxylate): pyréthre synthétique vendu sous les appellations commerciales Eksin^{MD}, Ambush^{MD}, Ectibon^{MD}, PP-557, Kafil^{MD}, Pounce^{MD} et FMC-33297.

Abréviations et table de conversion

MUI = Milliard d'unités internationales

g 1 gramme = 0,032 once

mg = 1 microgramme = 1/1 000 000 de gramme

h = heure

ha 1 hectare = 2,47 acres

km 1 kilomètre = 0,62 mille

L 1 litre = 0,22 gallon impérial

mL 1 microlitre = 1/1 000 000 de litre

min = minute

ppm = partie par million (environ 1 mg/L dans l'eau)

ppM = partie par milliard (environ 1 ug/L dans l'eau)

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier tout particulièrement pour leurs encouragements et leurs commentaires positifs les membres du comité de direction qui ont supervisé la préparation de ce rapport, en l'occurrence le Dr D.C. Eidt, M. P.A. Pearce et le Dr D. Besner. Je ne saurais non plus passer sous silence la contribution de Mme Cathy MacLaggan, secrétaire d'EMOFICO, dont les efforts ont considérablement facilité la préparation du rapport.

Je tiens aussi à remercier les représentants des gouvernements et organismes fédéraux et provinciaux, ainsi que ceux de l'État du Maine, pour les renseignements qu'ils m'ont fournis et qui ont servi à la rédaction du résumé, ainsi que Mme Judy Hill qui a dactylographié les diverses ébauches du rapport.

En dernier lieu, je désire remercier les membres d'EMOFICO qui ont rédigé les sommaires et les introductions.